



**You have downloaded a document from
RE-BUS
repository of the University of Silesia in Katowice**

Title: Ocena wybranych wskaźników ekologicznych w świeżych borach sosnowych zlokalizowanych wokół "Huty Katowice"

Author: Sylwia Pomierny

Citation style: Pomierny Sylwia. (2007). Ocena wybranych wskaźników ekologicznych w świeżych borach sosnowych zlokalizowanych wokół "Huty Katowice". Praca doktorska. Katowice : Uniwersytet Śląski

© Korzystanie z tego materiału jest możliwe zgodnie z właściwymi przepisami o dozwolonym użytku lub o innych wyjątkach przewidzianych w przepisach prawa, a korzystanie w szerszym zakresie wymaga uzyskania zgody uprawnionego.



UNIwersytet ŚLĄSKI
W KATOWICACH



Biblioteka
Uniwersytetu Śląskiego



Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego

UNIwersytet śląski Wydział Biologii i
Ochrony Środowiska

SYLWIA POMIERNY

OCENA WYBRANYCH WSKAŹNIKÓW
EKOLOGICZNYCH W ŚWIEŻYCH BORACH
SOSNOWYCH ZLOKALIZOWANYCH WOKÓŁ
„HUTY KATOWICE”

Rozprawa Doktorska

Wykonana w Katedrze Ekologii pod kierunkiem

Dr hab. Ryszarda Ciepała

KATOWICE 2007

Panu dr hab. Ryszardowi Ciepałowi za promotorstwo, uwagi metodyczne i okazaną pomoc w trakcie powstawania niniejszej rozprawy,

Pani dr Teresie Zaufal, Pani dr Annie Śliwińskiej-Wyrzychowskiej,

Pani dr Mai Głowackiej oraz Pani dr Izabeli Gerold-Śmietańskiej

za poświęcony czas, życzliwe konsultacje i cenne uwagi,

Koleżankom i Kolegom z Katedry Ekologii,

a także mojej Rodzinie i współpracownikom z firmy Ecomesh Ltd

za wytrwałość, wyrozumiałość oraz za nieocenioną pomoc – bez której praca ta nie miałaby szansy powstać

składam serdeczne podziękowania

1. WSTĘP I CEL BADAŃ	5
2. LITERATURA PRZEDMIOTU.....	7
2.1. Wpływ emisji przemysłowych na środowisko przyrodnicze.....	7
2.2. Oddziaływanie zanieczyszczeń na wybrane elementy środowiska przyrodniczego.....	14
2.3. Dendroanaliza jako narzędzie w biomonitoringu zanieczyszczeń środowiska.....	22
3. RYS FIZJOGRAFICZNY TERENU BADAŃ	24
3.1. Położenie fizyczno – geograficzne	24
3.2. Ukształtowanie terenu.....	24
3.3. Budowa geologiczna.....	24
3.4. Warunki klimatyczne i stosunki wodne.....	25
3.5. Gleby	26
3.6. Szata roślinna badanego terenu.....	27
4. METODYKA BADAŃ	28
4.1. Założenia teoretyczne.....	28
4.2. Charakterystyka powierzchni badawczych	30
4.3. Metody analiz laboratoryjnych.....	41
4.3.1. Chemiczna analiza gleby.....	41
4.3.2. Analiza materiału roślinnego.....	42
4.3.3. Pomiary dendrometryczne <i>P. sylvestris</i> i analiza chemiczna drewna.....	46
4.4. Statystyczne metody opracowania wyników.....	49
5. WYNIKI	53
5.1. Odczyn gleby, zawartość substancji organicznej i makroskładników w glebie.....	53
5.2. Zawartość metali ciężkich w glebie.....	57
5.3. Zawartość metali w roślinach zielnych i szpilkach <i>P. sylvestris</i>	65
5.4. Analiza chemiczna kory <i>P. sylvestris</i>	74
5.5. Stężenie metali w drewnie <i>P. sylvestris</i>	78
5.6. Analiza przyrostów rocznych <i>P. sylvestris</i>	86
5.7. Badania dendrometryczne <i>P. sylvestris</i>	93
5.8. Analizy statystyczne i porównawcze.....	96
5.8.1. Zawartość badanych pierwiastków w glebie i biotestach.....	96
5.8.2. Analiza wielkości przyrostu rocznego grubości drzew w badanych drzewostanach.....	112

6. DYSKUSJA WYNIKÓW I PODSUMOWANIE.....	119
6.1. Kierunek i dynamika zmian wybranych wskaźników ekologicznych w fitocenozach obciążonych zanieczyszczeniami przemysłowymi.....	119
6.1.1. Odczyn gleby i zawartość substancji organicznej.....	119
6.1.2. Zawartość wybranych pierwiastków w glebie.....	121
6.1.3. Zawartość wybranych pierwiastków w roślinach runa i szpilkach <i>P. sylvestris</i>	130
6.1.4. Kora <i>P. sylvestris</i> jako bioindykator stanu środowiska.....	141
6.2. Dendroekologiczne badania drzewostanów sosnowych.....	143
7. WNIOSKI	151
8. LITERATURA	154
9. ANEKS.....	177

1. Wstęp i cel badań

Negatywny wpływ zanieczyszczeń emitowanych przez przemysł na lasy jest szeroko udokumentowany. Skutki ich oddziaływań, przejawiające się m.in. silną degradacją drzewostanów, są szczególnie widoczne w rejonach przemysłowych. Najbardziej narażone na zanieczyszczenia przemysłowe w Polsce są lasy na terenie województwa śląskiego, ze względu na działalność licznych zakładów przemysłowych, w tym szczególnie uciążliwych dla środowiska przyrodniczego hut i zakładów przetwórczych metali oraz elektrowni opalanych węglem kamiennym [ZWOLIŃSKI, ORZEŁ 2002]. Uszkodzenia drzewostanów w wyniku tych oddziaływań mogą być rezultatem bezpośredniego działania zanieczyszczeń na drzewa bądź mogą powstawać pośrednio poprzez zaburzenie funkcjonowania całego układu, jakim jest ekosystem leśny.

Ustalenie zależności pomiędzy stopniem zanieczyszczenia środowiska przez przemysł a produktywnością drzewostanów wymaga stosowania metodyki badań, pozwalającej na wykluczenie czynników zakłócających tę relację. Możliwość taką dają badania gradientowe, tj. przeprowadzane na powierzchniach zlokalizowanych w różnych odległościach od źródła emisji, różniących się stopniem przemysłowego zanieczyszczenia, lecz porównywalnych pod względem typu siedliska i warunków klimatycznych [QINGHONG, BRÄKENHIELM 1995, cyt. za ZWOLIŃSKI, ORZEŁ 2002].

W tym celu badania prowadzono w okolicach Huty Katowice, której obecna nazwa to *Oddział Dąbrowa Górnicza spółki Mittal Steel Poland S.A.* w Katowicach, niemniej jednak w pracy stosowano nazwę skróconą „Huta Katowice”.

Dane dotyczące emisji Huty Katowice pochodzące z lat wzmożonej jej działalności wskazują na okres niekontrolowanego wzrostu zanieczyszczeń. Po roku 1990 w związku z przemianami i restrukturyzacją zakładu nastąpił gwałtowny spadek deponowanych w środowisku zanieczyszczeń, a także zmiana ich składu jakościowego – zmniejszenie udziału pyłów i SO_2 a wzrost udziału NO_x . Dlatego niezmiernie istotne jest poznanie mechanizmów reakcji zachodzących w chwili obecnej w ekosystemach poddanych tak zmieniającemu się oddziaływaniu czynników antropogenicznych.

Celem badań podjętych w niniejszej pracy było:

- określenie stopnia obciążenia, przez metale ciężkie i siarkę, zbiorowisk borowych podlegających wpływom emisji z „Huty Katowice”,
- oszacowanie zmian zawartości badanych pierwiastków w glebie i biotestach na przestrzeni kolejnych lat,

-
- ocena stopnia i trwałości kumulacji zanieczyszczeń w wybranych elementach ekosystemów leśnych,
 - określenie przydatności wybranych wskaźników ekologicznych do oceny wpływu zanieczyszczeń na zbiorowiska borowe.

2. Literatura przedmiotu

2.1. Wpływ emisji przemysłowych na środowisko przyrodnicze.

Lasy są jednymi z najbardziej złożonych i najtrwalszych ekosystemów lądowych. Dzięki procesom fotosyntezy odnawiają zapasy tlenu w atmosferze, wiążąc dwutlenek węgla z powietrza i łagodzą efekt cieplarniany. Umożliwiają bytowanie wielu gatunkom roślin i zwierząt, chroniąc różnorodność biologiczną i jej zasoby genowe. Oczyszczają środowisko, tłumiąc hałas, zmniejszając siłę wiatru, zatrzymując pyły i gazy, a także stabilizują klimat i kształtują krajobraz [RYKOWSKI 1993, cyt. za: JUDA-REZLER 2000]. Znaczne uszkodzenia drzewostanów spowodowały, że wszystkie te funkcje zostały zagrożone. Na stan lasów wpływają metody gospodarki leśnej, stopień deformacji ekologicznej, a także tradycyjne zagrożenia: masowe pojawianie się szkodników owadzych, występowanie chorób grzybowych oraz warunki klimatyczne powodujące szkody i klęski żywiołowe: wiatrołomy, śniegołomy, susze i mrozy [JUDA-REZLER 2000]. Na te tradycyjne zagrożenia nakładają się skutki bezpośredniego i pośredniego oddziaływania zanieczyszczeń powietrza [WIDERA 1980, ROSTAŃSKI 1990, LOREK 1993, VACEK i in. 1999; JUDA-REZLER K. 2000], prowadząc w efekcie do zniszczenia lasów, których stan i poziom szkód jest wyjątkowo skomplikowany do oceny [VACEK i in. 1999; JUDA-REZLER 2000].

Proces zamierania lasu, objawiający się uszkodzeniem koron drzew leśnych, powoduje znaczne osłabienie ich żywotności. Obserwowane na dużych obszarach degradacje zbiorowisk leśnych, wywołują bezpośrednie oddziaływania zanieczyszczeń powietrza oraz pośrednio zmiany chemicznych właściwości gleby. Pierwsze objawy zamierania lasu stwierdzono w XIX w. wokół ośrodków przemysłowych Anglii (Manchester, Liverpool). W pierwszych dziesięcioleciach XX w. zaobserwowano wymieranie jodły występującej na granicy naturalnego zasięgu wyznaczonego dla tego gatunku [<http://www.zieloni.osiedle.net.pl/fzb-globalne-zagrozenia-srodowiska-www.zieloni.w.pl.htm>]. Poważny kryzys ujawnił się 1971 w Rudawach na granicy niemiecko-czeskiej, gdzie na skutek zanieczyszczeń powietrza, głównie SO₂, zniszczeniu uległ świerk na obszarze 100 000 ha [<http://www.zieloni.osiedle.net.pl/fzb-globalne-zagrozenia-srodowiska-www.zieloni.w.pl.htm>]. Do 1980 roku choroba ta rozprzestrzeniła się w całej Europie – od krajów skandynawskich po Francję. Dotknięte nią były różne gatunki drzew: świerk, jodła i sosna oraz buk i dąb. Do 1987 roku degradacja lasów objęła obszar 14,2 mln hektarów [GAWEL i in. 1996]. Wymieranie znacznej ilości gatunków roślinnych na rozległych obszarach sugerowało też wpływ niektórych czynników

klimatycznych. Ten sam proces zanotowano w Ameryce Północnej, szczególnie w przypadku czerwonego świerka w górach Adirondack w stanach Nowy York i Nowa Anglia [WELLBURN 1988; GAWEL i in. 1996]. Niezwykłe były szczegóły dotyczące procesu stopniowego wymierania drzew. Najwcześniejsze objawy obejmowały żółknięcie najstarszych igieł drzew szpilkowych. Kolejno dochodziło do żółknięcia i odpadania młodszych igieł, obumierania pędów, uszkodzenia systemów korzeniowych, zakłóceń w bilansie wodnym drzew, zakłóceń w zaopatrywaniu drzew w substancje odżywcze, co prowadziło do zmniejszenia się wysokości warstw drzew i zredukowanego przyrostu radialnego. Poprzez następujące przerzedzenie koron drzew, zwiększył się dostęp światła do najniższych warstw lasu zmieniając w konsekwencji stosunki ilościowe i jakościowe roślin w runie leśnym i warstwie mszystej. [CZUCHAJOWSKA, STRĄCZEK 1979; WELLBURN 1988; ŁUKASIK 1990; WASIŁOWSKA 1994; WIĄCKOWSKI 1998; VACEK i in. 1999].

Wysuwano liczne hipotezy na temat przyczyn tej degradacji. Intensywnie badano też stresy klimatyczne – głównie susze, jak również czynniki edaficzne, które choć niekiedy odpowiedzialne za ten stan, rzadko były główną przyczyną zmian. Problem ten znalazł się w centrum uwagi opinii publicznej, dlatego też badania wymierania lasów stanowią dzisiaj klasyczny przykład kształtowania głównych kierunków badawczych przez politykę i środki masowego przekazu. Pobudzenie obaw opinii publicznej miało wielki wpływ na gromadzenie środków finansowych na prowadzenie badań w zakresie wymierania lasów [BELL, TRESHOW 2002]. GODBOLD i HÜTTERMAN [1994] stwierdzili, że wyraźny wpływ depozycji kwaśnej był pośredni i modyfikowany przez zmiany składu chemicznego gleb, które indukowały też inne procesy. Najbardziej prawdopodobna była jednak hipoteza, że wymieranie lasów było związane z różnymi stresami, działającymi pojedynczo lub kompleksowo, w zależności od rozpatrywanego regionu. Znajduje to potwierdzenie w tym, że poszczególne objawy degradacji nie są dokładnie takie same na każdym obszarze [BELL, TRESHOW 2002].

Szczególnie dramatyczna sytuacja występowała w tzw. Czarnym Trójkącie, leżącym u zbiegu granic Polski, Czech i Niemiec. Region ten był bowiem największym w Europie zagłębiem wydobywania węgla brunatnego, z produkcją około 200 mln ton rocznie (25% wydobywania w skali Europy). Węgiel ten spalany był na miejscu, w 16 wielkich elektrowniach, służąc też jako paliwo do ogrzewania mieszkań w Saksonii i Północnych Czechach. W rezultacie spalania tak wielkich ilości węgla brunatnego z terenu o powierzchni zaledwie 1/4 powierzchni Holandii powstawała emisja dwutlenku siarki rzędu 3 mln ton rocznie i emisja tlenków azotu około 1 mln ton rocznie. Te kwaśne gazy

uwolnione do atmosfery spowodowały tak wielkie zakwaszenie opadów atmosferycznych, że stały się przyczyną klęski ekologicznej, powodując masowe wymieranie górskich lasów i katastrofalne zakwaszenie gleb w Karkonoszach i Górach Izerskich. [http://www.gridw.pl/raport_pl/calyl/8a.htm; HERPIN i in. 1996; VACEK i in. 1999]. STACHURSKI, ZIMKA [2004] wykazali, że zjawisko obumierania lasów świerkowych w Sudetach ma charakter kompleksowy o podłożu pokarmowym. Z jednej strony występuje deficyt całego szeregu pierwiastków (N, K, Ca, Mg, Fe), z drugiej zaś nadmiar i toksyczne działanie innych: S, Al., Pb. Do tego dołączają zakłócenia wywołane względnym nadmiarem fosforu w stosunku do zaopatrzenia roślin w N, K i Fe. Te pokarmowe zaburzenia wpływają negatywnie na metabolizm roślin: obniża się wytwarzanie chlorofilu, zwiększa produkcja związków organicznych o charakterze wtórnych metabolitów (polifenole), a w przypadku silnego deficytu Mg następuje proces defoliacji prowadzący do obumierania drzew.

Położenie Polski jest niekorzystne ze względu na transgraniczne przenoszenie zanieczyszczeń powietrza oraz kierunki panujących wiatrów. Na zagrożenie naszych lasów wpływają emisje pochodzące z krajowych zakładów przemysłowych, jak i – w nie mniejszym stopniu – pochodzące z zagranicy. Na terytorium Polski opada około 350 tys. ton siarki rocznie więcej aniżeli wynosi emisja krajowa tego pierwiastka. Przez stosowanie bardzo wysokich kominów (200-400 m) zasięg emisji przemysłowych danego zakładu określa się setkami kilometrów, a zjawiska kwaśnych opadów mogą występować nawet do odległości 1000 km od emitora. [PATALAS 1986]

Do obszarów szczególnie zagrożonych należą lasy położone w sąsiedztwie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego, Tarnobrzeskiego Zagłębia Siarkowego, Krakowskiego Okręgu Przemysłowego i w sąsiedztwie Kombinatu Siarkowego w Puławach. W wyjątkowo tragicznej sytuacji znajdują się lasy Sudetów Zachodnich, gdzie tempo niekorzystnych zmian jest szczególnie szybkie. Wyraźne szkody obserwowane też były w sąsiedztwie Kombinatu Paliwowo - Energetycznego w Bełchatowie [GRODZIŃSKA 1979; PATALAS 1986; GODZIK S. 1989; BIAŁOBOK 1989A, 1989B; GODZIK, SIENKIEWICZ 1990A, 1990B; HERPIN i in. 1996; MARKERT i in. 1996; VACEK i in. 1999]

W ostatniej dekadzie nastąpiło poważne ograniczenie emisji zanieczyszczeń przemysłowych w Polsce. Zróżnicowana efektywność stosowanych urządzeń ochrony powietrza w ich zatrzymywaniu i neutralizacji (pyłów o ponad 90%, a tlenków siarki i azotu o odpowiednio 39% i 12%) spowodowała jednak istotną zmianę proporcji pomiędzy ilością emitowanych związków alkalicznych i kwasotwórczych gazów. Stwarzając tym

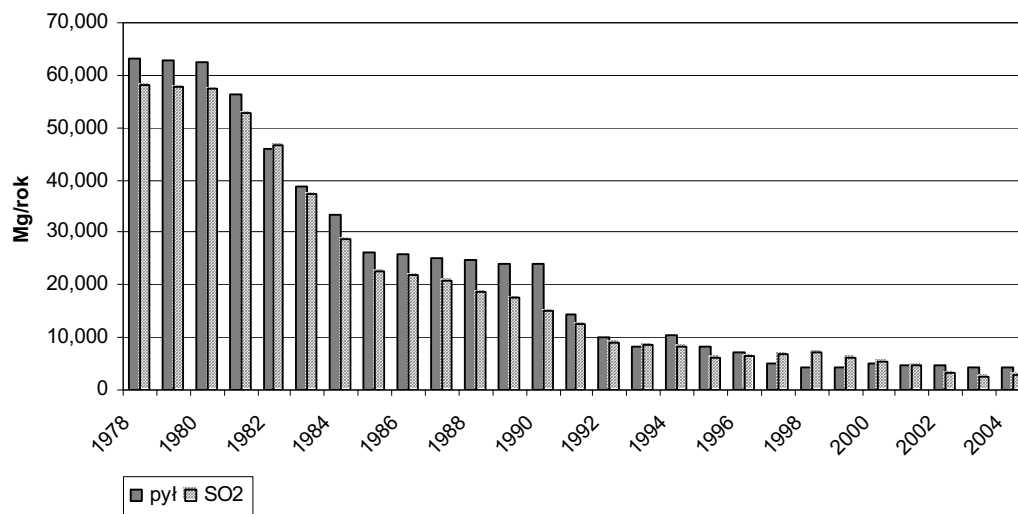
zagrożenie silniejszego, aniżeli to miało miejsce wcześniej, zakwaszenia siedlisk leśnych. W konsekwencji zwiększonej kwaśnej depozycji należy się także spodziewać wzmożonego uruchamiania skumulowanych w glebach metali ciężkich, co może być szczególnie groźne dla lasów usytuowanych w sąsiedztwie zakładów metalurgicznych [ZWOLIŃSKI 2002]. W łańcuchu zależności: „przemysł – zanieczyszczenie powietrza – negatywne zmiany w środowisku przyrodniczym – zamieranie lasów” ostatnie ogniwo, tj. proces zamierania lasów może trwać jeszcze przez długi okres, nawet po znacznym ograniczeniu czynników sprawczych [SZYMAŃSKI 1994].

Znaczny udział Polski w szkodliwych emisjach ma obszar Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Region ten od wielu lat poddawany jest niekorzystnym wpływom człowieka. Przejawia się to głównie poprzez eksploatację i przeróbkę złóż węgla kamiennego, rud cynku i ołowiu oraz wielu innych kopalin. Początki działalności przemysłowej na tym terenie datuje się na XII wiek. Jednak największe przyspieszenie rozwoju przemysłu, w tym również hutnictwa żelaza przyniosły dwa ostatnie stulecia [KARWETA 1989].

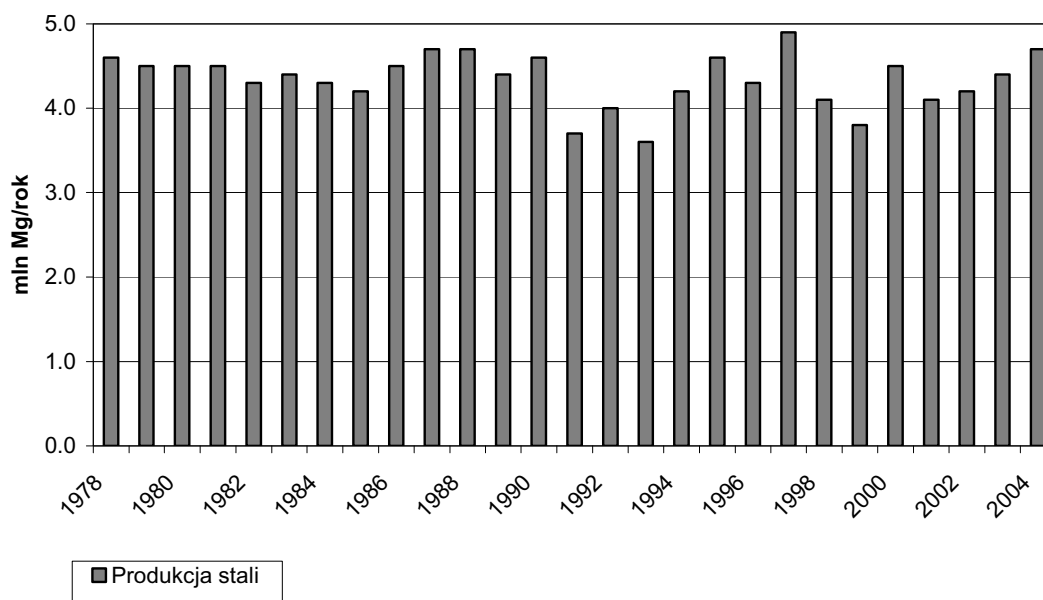
Znaczący udział w zanieczyszczeniu na terenie GOP ma „Huta Katowice”, największa huta żelaza w Polsce, obecnie Oddział Dąbrowa Górnicza spółki Mittal Steel Poland S.A. w Katowicach. Decyzję o budowie huty podjęto w 1972 roku. Pierwszy etap budowy zakończono w 1978r. Obecnie Huta zajmuje powierzchnię 7,5 km² i jest zakładem surowcowym. W założeniach zakład ten miał spowodować obniżenie emisji zanieczyszczeń powietrza poprzez modernizację hutnictwa surowcowego w GOP-ie. Jednak po jego uruchomieniu sytuacja uległa znacznemu pogorszeniu. Wzrost emisji zanieczyszczeń z huty nałożył się na już istniejący wysoki poziom skażenia środowiska w tym rejonie. Założenia projektowe przewidywały, że Huta Katowice w I etapie przy zdolności produkcyjnej 4,5 mln ton stali w ciągu roku, emitować będzie rocznie około 22,5 tys. ton pyłu i 36 tys. ton dwutlenku siarki. Założenia te zostały jednak znacznie przekroczone, przez co emisja pyłu wyniosła około 55 tys. ton/rok, głównie za sprawą elektrocieplowni – niskiej kaloryczności paliwa i wysokiej zawartości popiołów oraz niższej skuteczności elektrofiltrów. W latach 1981-1984 nastąpił wyraźny spadek emisji pyłu i dwutlenku siarki [CIEPAŁ 1984; KAPAŁA 1989]. Zmiany te były wynikiem usuwania błędów projektowo-wykonawczych i działań zmierzających do poprawy skuteczności działania urządzeń ochronnych. Jednak budowa i włączenie w struktury kombinatu „Koksowni Przyjaźń” oddalonej o 4 km od huty spowodowało ponowny wzrost emisji we wschodniej części GOP. Stała się ona nowym źródłem emisji zanieczyszczeń, a w szczególności węglowodorów, związków siarki i tlenków azotu.

Głównymi substancjami fitotoksycznymi emitowanymi przez hutę są: dwutlenek siarki, tlenek węgla, tlenki azotu, związki fluoru i pyły. W skład pyłów wchodzi duże ilości żelaza, wapnia i magnezu, które mogą powodować alkalizację opadów i w konsekwencji nadmierną alkalizację gleb. Metale ciężkie, szczególnie kadm, cynk i ołów, występują w mniejszych ilościach [LOREK 1993]. Spośród wymienionych zanieczyszczeń powietrza dwutlenek siarki jest emitowany przez prawie wszystkie oddziały produkcyjne huty.

W połowie lat 90-tych zapoczątkowano program działań proekologicznych, który przyniósł znaczny postęp potwierdzony między innymi zdecydowaną redukcją wskaźników emisji zanieczyszczeń do środowiska naturalnego – pięciokrotnym zmniejszeniem emisji pyłów przemysłowych, zredukowaniem o połowę emisji dwutlenku węgla oraz zużycia wody [B.O.Ś. 2002, 2006]. W ramach tych działań zmodyfikowano technologię procesu spiekania, zmodernizowano elektrofiltry odpylające oraz instalację odzysku ciepła. W październiku 2001 roku Huta Katowice S.A. otrzymała certyfikat stwierdzający, że w firmie działa system zarządzania środowiskowego zgodny z normą ISO 14001 [RZECZPOSPOLITA 2002]. Wielkość emisji zanieczyszczeń pyłowo - gazowych Huty Katowice prezentuje tabela I [Aneks] oraz Rys. 1 i Rys. 2.



Rys. 1. Emisja pyłu i SO₂ z Huty Katowice w latach 1978-2004 [B.O.Ś. 2006]



Rys. 2. Produkcja stali w Hucie Katowice w latach 1978-2004 [B.O.Ś. 2006]

Istotne zmiany w środowisku następujące w wyniku pojawienia się w nim nowego czynnika ekologicznego – zanieczyszczeń – spowodowały konieczność przeprowadzenia badań, które pozwoliłyby określić zasięg oddziaływania tych zanieczyszczeń oraz ustalić wysokość szkód wyrządzonych w środowisku przyrodniczym [CIEPAŁ 1992]. Wiele publikacji dotyczy stanu środowiska wokół zakładów przemysłowych. Badania te pozwalają na poznanie wpływu i skutków emisji przemysłowych na roślinność i gleby terenów sąsiadujących z uciążliwymi zakładami. Istotny wpływ na wielkość stężeń pierwiastków toksycznych w tych dwóch komponentach środowiska ma odległość od emitora oraz przeważający kierunek wiatrów, dlatego też większość prac z tego zakresu uwzględnia te czynniki.

Badania prowadzone przez WARTERESIEWICZ [1987, 1989] dowodzą, że znaczne stężenia substancji toksycznych powodują wyraźny spadek plonów roślin uprawnych w rejonie oddziaływania huty. Największe straty w plonach wystąpiły w okolicach Łosienia, Kazdębia i Strzemieszyc, leżących w promieniu 4,5 km na wschód i południowy-wschód od huty. Mniejsze straty stwierdzono w Łęce i Okradzionowie, miejscowościach znajdujących się w odległości około 5,5 – 7,0 km od źródła emisji. Straty w plonach roślin uprawnych w odległości do 5 km od „Huty Katowice” dochodzą do 35% dla jęczmienia jarego, do 30% w przypadku bobiku i nawet do 50% w przypadku ziemniaków.

Również w ekosystemach leśnych zauważalne są znaczne zmiany wywołane działalnością „Huty Katowice”. ROSTAŃSKI [1989] wyróżnił trzy strefy zagrożenia drzewostanów szpilkowych wokół tego kombinatu. Strefa III obejmuje obszar będący pod wpływem antropopresji i rozciąga się w promieniu 1,5-2,0 km od zakładu. Strefa II o obniżonej żywotności drzewostanów szpilkowych znajduje się w odległości 10,0 km w kierunku północno-wschodnim i do 7,5 km w kierunku wschodnim. Dalej występuje strefa I o słabnącym oddziaływaniu emisji. Analizując niektóre elementy taksacyjne badanych drzewostanów ROSTAŃSKI [1980] podaje, że bonitacja siedlisk uległa obniżeniu od 0,5 do 2 klas. Wykazano też zmniejszenie się przyrostu masy drzewostanów szpilkowych w zależności od odległości od źródła emisji. Zanikają gatunki borowe kosztem heliofilnych taksonów łąkowych i murawowych [ROSTAŃSKI 1980, 1989; CIEPAŁ 1984].

Szereg prac dotyczy również zaburzeń procesów fizjologicznych u roślin, wywołanych działaniem toksyn oraz możliwości absorpcji pierwiastków przez różne gatunki roślin, a także zawartości metali w glebach [LOREK 1979, 1993; CIEPAŁ 1984, 1992; PAŁOWSKI 1986; ŁUKASIK-WOJTASZEK 1987; DĄBROWSKA i in. 1989; KARWETA 1989, 1992;

WRONA 1989; PRZYBYLSKI 1990A, 1990B; ŁUKASIK, CIEPAŁ 1991; WYŻGOLIK, MICHAŁSKI 1993; POMIERNY, CIEPAŁ 2004; POMIERNY i in. 2005].

Jedną z metod zmniejszenia wpływu wielkich zakładów przemysłowych jest wyznaczenie wokół nich stref ochronnych. Główna funkcja strefy ochronnej polega na zasadniczym wyeliminowaniu, a gdy jest to możliwe zmniejszeniu do wartości przewidzianych ustawą, wszystkich uciążliwości powstałych z powodu funkcjonowania zakładu. Dobre efekty można osiągnąć przez racjonalne zagospodarowanie przestrzenne oraz optymalne zagospodarowanie strefy ochronnej, co w wielu przypadkach łączy się z jej zagospodarowaniem biologicznym [NIKONOV i in. 2001; GRESZTA, GRUSZKA, KOWALKOWSKA 2002, ERENC 2004A]. Strefa taka w okolicach „Huty Katowice” początkowo obejmowała powierzchnię 8754ha. Już w latach 1974 – 79, w ramach I etapu budowy Huty Katowice, zalesiono około 455ha. Całkowita powierzchnia zalesiona przez Hutę obejmuje 834ha, z czego 784 ha w gminie Dąbrowa Górnicza. W 2002 roku Wojewoda Śląski wydał decyzję o ograniczeniu strefy ochronnej. Powierzchnia strefy zmniejszyła się do około 74ha [PROTOKÓŁ 2003].

Rola „zielonej ochrony” nie powinna być przeceniona, ponieważ znacznie bardziej efektywne są metody techniczne, jak np. technologie ograniczające emisje. Jednakże rośliny, głównie lasy odgrywają bez wątpienia dużą rolę. Im większa nasza wiedza o ich funkcjonowaniu tym lepsze i bardziej efektywne mogą być strefy ochronne [CIEPAŁ 1996].

2.2. Oddziaływanie zanieczyszczeń na wybrane elementy środowiska przyrodniczego.

Gleba

Działalność przemysłu wpływa w sposób istotny na rozmiar szkód spowodowanych w poszczególnych elementach biosfery, wśród których gleba zajmuje miejsce szczególne. W odróżnieniu, bowiem od takich elementów biosfery, jak woda i powietrze, gleba należy do zasobów niepomnażalnych, a często i nieodnawialnych. Ponadto gleba cechuje się znacznym konserwatyzmem, co powoduje, że wpływ czynników antropogenicznych jest bardzo długotrwały, a czasem zmiany spowodowane przez nie są nieodwracalne [STRZYSZCZ 1981; TERELAK i in. 1997; EDWARDS 2002].

Skutkiem ubocznym rozwoju cywilizacji jest nadmierne nagromadzenie w środowisku glebowym substancji toksycznych, w tym metali ciężkich. Ich zawartość w glebie ukształtowana została w określonych warunkach ekologicznych przy współdziale

czynnika antropogenicznego. Charakter skał macierzystych oraz przebieg procesów glebotwórczych i geologicznych to naturalne czynniki kształtujące ich tło biogeochemiczne [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999]. Ilość metali ciężkich pochodzących z naturalnego źródła, jakim są skały macierzyste, jakkolwiek zróżnicowana, na ogół nie zagraża żyzności gleby, a więc nie pogarsza warunków wzrostu roślin i ich jakości. Inaczej jest, gdy gleba wzbogacona jest w metale ciężkie niekiedy wielokrotnie w stosunku do naturalnej zawartości, przez wprowadzenie ich do środowiska w wyniku przemysłowej i gospodarczej działalności człowieka. Wówczas mogą one wpływać szkodliwie na właściwości biologiczne gleby, działać toksycznie na rośliny oraz powodować skażenie łańcucha żywienia i wód gruntowych [GORLACH 1995].

Zawartość metali ciężkich w glebach waha się w szerokich granicach [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999; GAMBUŚ, GORLACH 2001A; PISAREK 2001]. Metale, dostające się do gleby, mogą ulegać przeróżnym transformacjom, poczynając od odkładania się w formie nierozpuszczalnych związków o stosunkowo nikłym oddziaływaniu na rośliny i mikroorganizmy – do występowania w bardzo aktywnej zjonizowanej formie. Mogą także tworzyć połączenia chelatowe z substancjami humusowymi, które stanowią ochronę przed toksycznym oddziaływaniem jonu metalu [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999]. Rozmieszczenie i stężenie pierwiastków śladowych w glebach uzależnione jest przede wszystkim od zawartości i jakości próchnicy, od ich składu granulometrycznego, w tym od udziału frakcji ilastej, a także od czynników warunkujących kwasowość gleby [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999, TERELAK i in. 2002, GAMBUŚ, GORLACH 2001A, PISAREK 2001]. Bioprzyzwajalność metali ciężkich jest zależna od różnych właściwości gleby jak zawartość: próchnicy, minerałów ilastych, tlenków żelaza, glinu i manganu oraz od wartości pH. Z wymienionych właściwości najbardziej zmienną wielkością w warunkach polowych jest pH [GORLACH 1995; KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999; LAUREYSENS i in. 2004, BASTA i in. 2005]. Należy jednak zaznaczyć, że bioprzyzwajalność metali ciężkich zależy także od rośliny. Różne gatunki i odmiany roślin, rosnące w tych samych warunkach, wykazują niejednakową zdolność pobierania metali ciężkich z gleby [GORLACH 1995, GAMBUŚ, GORLACH 2001B, LASAT 2002]. Zróżnicowanie w pobieraniu metali ciężkich między gatunkami roślin jest szczególnie duże w warunkach kwaśnego odczynu gleby, gdyż wzrasta wtedy rozpuszczalność większości pierwiastków toksycznych dla roślin (metale ciężkie, glin), a maleje głównych składników pokarmowych. Zwiększona mobilność pierwiastków toksycznych w środowisku wpływa na wzrost ich akumulacji w roślinach, stanowi to poważne zagrożenie dla organizmów żywych [BADORA

2002]. Przystawalność metali ciężkich w glebie zmniejsza się wraz ze wzrostem zawartości próchnicy, minerałów ilastych, tlenków Fe, Al i Mn, [GAMBUŚ, GORLACH 2001B; BLAKE, GOULDING 2002].

Niskie pH gleb sprzyja wietrzeniu minerałów, co prowadzi do uwalniania się krzemionki oraz związków glinu, żelaza i manganu [BADORA 2002; BLAKE, GOULDING 2002]. Wartości pH są również głównym czynnikiem decydującym o sile wiązania metali ciężkich przez substancję organiczną i mineralną [LEDIN i in. 1996, BADORA 2002, BASTA i in. 2005]. Substancja organiczna obecna w glebie jest adsorbowana na powierzchni mineralnej gleby. Według STEVENSONA [1994, cyt. za BADORA 2002] istnieje wiele hipotez objaśniających sposób wiązania się obu komponentów gleby. Istotnymi elementami stabilizującymi strukturę organiczno-mineralną gleby są wapń lub glin. Obecność metali ciężkich w glebie sprzyja natomiast destrukcji tej struktury, metale ciężkie, bowiem, konkurują z substancją organiczną o miejsce adsorpcji na powierzchni mineralnej. W obecności metali może następować również strącanie się związków humusowo-meatlicznych [BADORA 2002]. ALLOWAY [1990] oraz ADRIANO [1986] dowodzą, że wiązanie poszczególnych metali przez substancję organiczną jest różne i zależy nie tylko od pH gleby, ale także od rodzaju metalu. W przypadku Cd lub Zn spadek pH poniżej 6 zmniejsza do minimum siłę wiązania tych metali przez kwas huminowy, gdy tymczasem dla Pb w warunkach pH 4 siła wiązania tego jonu przez kwas huminowy jest znacząca [BADORA 2002]. Metale najmniej ruchliwe w glebie (Cu, Pb, Cr) i przy tym najsilniej wiązane przez substancję organiczną, a także mineralną gleby najtrudniej ulegają akumulacji w roślinach, metale najruchliwsze (Zn, Cd) najłatwiej, a Mn, Al i Fe zajmują miejsce pośrednie [KACZOR 1998, BADORA 2002, WYŻGOLIK i in. 2002, KABATA-PENDIAS 2004].

Na desorpcję metali ciężkich z gleby ma również wpływ pojemność sorpcyjna gleby. W miarę wzrostu pojemności sorpcyjnej obniża się wskaźnik ich uwalniania do roztworu glebowego. Kationowa pojemność sorpcyjna gleby wywiera silny wpływ nie tylko na desorpcję metali ciężkich z gleby, ale także na ich bioprzystawalność [GAMBUŚ, GORLACH 2001a, BLAKE, GOULDING 2002, LASAT 2002, WYŻGOLIK i in. 2002, KABATA-PENDIAS 2004, BASTA i in. 2005].

Problem metali ciężkich ogranicza się jednak do stosunkowo niewielkich obszarów okalających zakłady metalurgiczne. Szerszy zasięg negatywnego oddziaływania na gleby mają zanieczyszczenia gazowe (SO_2 i NO_x), będące prekursorami kwaśnych opadów, a emitowane głównie przez elektrownie, elektrociepłownie oraz zakłady przemysłowe

[BADORA 2002, EDWARDS 2002]. Kwaśne opady powodować mogą, wspomniane wcześniej, wymywanie składników pokarmowych w głąb profilu glebowego, uwalnianie toksycznych dla korzeni i grzybów mikoryzowych jonów glinu oraz zakłócanie pobierania i transportu składników pokarmowych z gleby do rośliny [ESHER i in. 1992, PERSSON, MAJDI 1995 cyt. za BADORA 2002].

Z reguły w otoczeniu zakładów emitujących zanieczyszczenia następuje nagromadzenie w glebach jednego składnika wiodącego oraz szeregu składników towarzyszących. Nagromadzenie to doprowadza często do stężeń toksycznych dla roślin, co powoduje, że zanikają one w najbliższym sąsiedztwie emitora lub też pojawia się roślinność znosząca znaczne stężenie danego składnika [STRZYSZCZ 1981, EDWARDS 2002].

Rośliny

Wpływ zanieczyszczeń powietrza na roślinność uzależniony jest od trzech parametrów: od składu fizyko – chemicznego zanieczyszczeń oraz od ich stężenia i czasu oddziaływania. Dotyczy to zarówno zanieczyszczeń gazowych, jak i pyłowych, które zależą od wielkości i rodzaju produkcji oraz urządzeń oczyszczających posiadanych przez zakłady przemysłowe.

Bezpośrednie oddziaływanie zanieczyszczeń zawartych w powietrzu atmosferycznym ma dwojaki aspekt. Przy stosunkowo niskim stężeniu może spowodować zanieczyszczenie rośliny przez sedymentację na jej powierzchni. Poziom depozycji zależy od szorstkości powierzchni liści i wilgotności ich powierzchni. Szorstkie powierzchnie zwiększają tempo depozycji i utrudniają usunięcie przez deszcz zdeponowanych cząstek. Wielkość depozycji zależy także od czasu utrzymywania się liści; długo żyjące liście mają więcej czasu na akumulację zdeponowanych zanieczyszczeń [BELL, TRESHOW 2004]. Zanieczyszczenia mogą także blokować szparki w liściach i/lub być przyswajane przez tkanki liścia, co wpływać może na bezpośrednie obniżenie transpiracji kutykularnej i pobierania CO₂, obniżenie intensywności fotosyntezy lub pośrednie działanie mechaniczne (redukcja oświetlenia, podwyższenie ciepłoty liścia) i chemiczne (degradacja i rozkład chlorofilu) [CZARNOWSKI 1983; FABISZEWSKI i in. 1983a, b; ŁUKASIK 1990; HUANG, SHINDO 2000; BELL, TRESHOW 2004; ŁUKASIK i in. 2006]. Ponadto silne chroniczne działanie imisji przemysłowych na nadziemne części roślin może powodować znaczne ich uszkodzenia. Zwykle są to chlorozy tkanek, organów lub całych roślin, które z czasem przechodzą w nekrozy [GODZIK 1989A, BALAGANSKAYA, KUDRJAVTSEVA 1998, BARANOWSKA-MOREK 2003].

Kolejna droga, jaką zanieczyszczenia atmosferyczne mogą wpływać na roślinność to depozycja na podłożu (np. glebie, korze) i pośredni wpływ przez zmiany w jego chemizmie. Korzenie roślin rosnących na zanieczyszczonych glebach są narażone na uszkodzenia w postaci zaniku włosników i zamieranie odgałęzień. Wiąże się to bezpośrednio z ograniczeniem liczby mikoryz, powodując niewłaściwe żywienie mineralne, większą podatność na choroby i wzrost wrażliwości na suszę [CIEPAŁ 1992; TURNAU 1993; WERNER, CHOJNACKI 1994; MAKKONEN, HELMISAARI 1999; TURNAU i in. 2002; CHLEBICKI 2004].

Substancje gazowe, a przede wszystkim SO_2 , wywołują większość uszkodzeń roślin. Ze względu na duże właściwości toksyczne, SO_2 stanowi czynnik uszkadzający, najbardziej dający o sobie znać w okresie maksymalnej aktywności procesu fotosyntezy lub w czasie względnej wilgotności powietrza bliskiej 100%. Poprzez połączenie z wodą i utlenienie SO_2 tworzy kwas siarkowy i siarkawy, które mogą uszkadzać powierzchnie liści [SIUTA 1980].

Niskie stężenia SO_2 oddziałujące w sposób ciągły przez dłuższy czas wpływają na działalność enzymów roślinnych prowadząc do spowolnienia procesów oddychania, transpiracji i fotosyntezy, co w efekcie prowadzi do hamowania rozwoju rośliny i obniżenia plonowania. Duże stężenia SO_2 powodują uszkodzenia aparatu asymilacyjnego roślin. Jednak w przypadku niedoboru w glebie, siarka znajdująca się w powietrzu w niskich stężeniach może być dodatkowym jej źródłem i stymulować wzrost roślin [CIEPAŁ 1992, WIERZBICKA 1995, KANTARCI 2003, BELL, TRESHOW 2004, ERENC 2004A].

Rośliny różnią się stopniem wrażliwości na zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki. Do roślin bardzo wrażliwych na działanie SO_2 należą mchy i porosty, które znikają z większych miast i rejonów przemysłowych w związku ze stałym stężeniem tego gazu [BYTNEROWICZ, MOLSKI 1974; FABISZEWSKI i in. 1983b; GRODZIŃSKA 1983; HERPIN i in. 1996; MARKERT i in. 1996; MIGASZEWSKI i in. 2001; WOLTERBEEK 2002; BELL, TRESHOW 2004; GOMBER i in. 2004]. Zależnie od gatunku roślin i warunków zewnętrznych pierwsze symptomy uszkodzeń pojawiają się przy stężeniach SO_2 0,038 – 0,38% (0,1mg/m³). Ustalenie jednoznacznej granicy stężenia SO_2 , od której zaczyna się toksyczne oddziaływanie jest bardzo trudne, gdyż graniczne stężenie SO_2 tolerowane przez różne rośliny przy długotrwałym oddziaływaniu waha się między 0,15 i 0,4% s. m. [GRESZTA 1987; CIEPAŁ 1992; MIGASZEWSKI i in. 2001; BELL, TRESHOW 2004].

Występujące w obszarach silnie skażonego środowiska dobrze widoczne uszkodzenia roślin, takie jak zahamowanie wzrostu, obniżenie biomasy, zmniejszenie

plonów, większa podatność na choroby spowodowane są przez metale ciężkie. Toksyczne objawy u roślin występują przy odpowiednio dużej zawartości w nich metali: Cu – 30 mg/kg s. m.; Zn – ponad 1500 mg/kg s. m.; Mn – ponad 1000-1500 mg/kg s. m.; Cd – ponad 15 mg/kg s. m.; Pb – ponad 500 mg/kg s. m.. Natomiast poziomy dopuszczalnej ilości metali w żywności są dużo niższe i np. dla Pb jest to 1,5 mg/kg s. m., Cd – 0,15 mg/kg s. m., czyli ponad 100 razy mniej niż próg pierwszych uszkodzeń. Oznacza to zatem, że rośliny bez żadnego wpływu na swój rozwój i plonowanie mogą przekroczyć, dopuszczalną dla produktów spożywanych przez ludzi, normę zawartości metali w swoich tkankach. Jest to zjawisko niebezpieczne, ponieważ prowadzi do włączenia w obieg biologiczny nadmiernych ilości metali ciężkich [WIERZBICKA 1995; JUDA-REZLER 2000; KABATA-PENDIAS 2004].

W walce z zanieczyszczeniem powietrza lasy i tereny zadrzewione to dwa podstawowe elementy, stanowiące naturalną barierę dla przemieszczających się mas powietrza i czynnie zmniejszające stopień zanieczyszczeń przez rozrzedzenie i absorpcję pyłów i gazów. Zbyt duża koncentracja pyłów w powietrzu powoduje zmniejszenie właściwości emisjochłonnych lasu przez nadmierne obciążenie koron drzew pyłem i zmniejszenie sił przyczepności. Ładunek metali podlegających dalszej migracji zależy od wielkości powierzchni zdolnej do zatrzymywania pyłów, wielkości i częstości opadów atmosferycznych, spłukujących uprzednio zdeponowany pył do gleby oraz do struktury powierzchni liści i igieł. [MIROSLAWSKI i in. 1992]

Stwierdzono gatunkową wrażliwość drzew na zanieczyszczenia. Bardziej odporne są lasy liściaste spełniające funkcję sezonowego filtra. Natomiast lasy iglaste, pełniące tę funkcję przez cały rok są bardziej wrażliwe a szczególnie jodła, świerk, sosna [CABAŁA 1980; CIEPAŁ 1992; MIROSLAWSKI i in. 1992; RACHWAŁ 1994; MIGASZEWSKI i in. 2001; BELL, TRESHOW 2004]. Według JANICKIEGO (1989 cyt. za MIROSLAWSKI i in. 1992), 1 ha lasu świerkowego może pochwytać około 32 tony pyłu rocznie, 1 ha lasu sosnowego – 36 ton, a 1 ha lasu bukowego – aż 68 ton pyłu rocznie [MIROSLAWSKI i in. 1992].

Zbiorowiska leśne reagują na zanieczyszczenie powietrza przede wszystkim: zmianą składu gatunkowego roślin, zmianą pokroju oraz spadkiem produktywności. Zwarcie drzew szybko maleje. Osłabione drzewostany znacznie łatwiej ulegają inwazji szkodników. W skrajnych przypadkach dochodzi nawet do zupełnego wypadnięcia z fitocenoz gatunków najbardziej wrażliwych (iglastych), natomiast pozostałe, bardziej odporne gatunki (np. brzoza) także wykazują duży stopień uszkodzenia. Wraz z obumieraniem warstwy drzew zmieniają się warunki świetlne i wilgotnościowe dna lasu.

Zaczynają wkraczać gatunki bardziej światłoządne, nieleśne zarówno rodzime jak i obcego pochodzenia [CABAŁA 1980; ROSTAŃSKI 1980, 1989, 1990; CIEPAŁ 1984; KUROWSKI 1993; ŚLIWIŃSKA-WYRZYCHOWSKA i in. 2004, ORZEŁ, SOCHA 2000; NOSOVA, LEONOVA 2001; EDWARDS 2002].

Kora

W ostatnich latach wiele uwagi poświęcono znalezieniu obiektywnych i możliwie prostych metod oceny zanieczyszczenia środowiska. Zwrócono m.in. uwagę, iż dla oceny zanieczyszczeń atmosfery są niektóre właściwości kory drzew, wystawionej na ciągłe oddziaływanie zanieczyszczeń [GRODZIŃSKA 1981; HÄRTEL 1982; KREINER, HÄRTEL 1986; MALZAHN, NIEDZIELSKA 1986; MEDWECKA-KORNAŚ i in. 1989]. Brano pod uwagę odczyn jej powierzchni, który obniża się pod wpływem dwutlenku siarki zawartego w powietrzu [MEDWECKA-KORNAŚ i in. 1989].

Kwasowość kory drzew uważana jest za dobry wskaźnik zanieczyszczenia środowiska gazami emitowanymi przez przemysł – zwłaszcza dwutlenkiem siarki. Badania i dyskusje doprowadziły do wniosku, że w środowisku względnie wolnym od zanieczyszczeń pochodzenia przemysłowego brak jest istotnej statystycznie korelacji pomiędzy stężeniem SO_2 w powietrzu a odczynem kory [GRETHER 1977, cyt. za PALOWSKI i in. 2002], natomiast na terenach, gdzie zanieczyszczenie gazami przemysłowymi było na wyższym poziomie, stwierdzono dobrą przydatność badań kwasowości kory drzew do celów bioindykacyjnych [GRODZIŃSKA 1983; SZCZEPNOWICZ, GAWROŃSKI 1999; PALOWSKI i in. 2002]. Za najbardziej odpowiednie uważa się gatunki drzew o grubej, szorstkiej i porowatej korowinie. Korę drzew stosuje się najczęściej do badania jakości środowiska na dużych obszarach, np. w parkach narodowych [PALOWSKI i in. 2002]. GRODZIŃSKA [1981] stwierdziła wysoką dodatnią korelację pomiędzy pH kory sosny a odległością od źródła zanieczyszczeń powietrza oraz wyraźną zależność między kwasowością kory sosny a przestrzennym układem stężeń SO_2 na obszarze Puszczy Niepołomickiej.

Koncentracja zanieczyszczeń na pniach może łączyć się ze swoistymi warunkami środowiska, takimi jak zróżnicowanie rzeźby, spływy powietrza po zboczach i częste inwersje temperatury, które modyfikują kierunki wiatrów. W niektórych przypadkach wpływ mają inne czynniki, takie jak położenie danego stanowiska względem drogi lub wywiewanie przez wiatr i wypłukiwanie przez deszcz cząstek z powierzchni kory od strony dowietrznej [MEDWECKA-KORNAŚ i in. 1989].

Kora sosny jest w stanie absorbować chemicznie aktywne komponenty, dlatego może być wykorzystywana jako bioindykator zanieczyszczenia powietrza gazami i pyłami, które są mechanicznie deponowane. Analiza chemiczna kory sosny pozwala oszacować długo trwające w czasie emisje przemysłowe, natomiast analizy powietrza czy testy roślin zielnych skupiają się tylko na chwilowym stanie zanieczyszczenia obejmującym okres wykonywania pomiarów lub czas ekspozycji. Porównanie zawartości pierwiastków w korze i drewnie z tego samego drzewa jest metodą rozpoznania i oceny wpływów antropogenicznych na drzewa. Na powierzchniach, które nie podlegają ciągłym zanieczyszczeniom atmosfery metalami, zawartość składników nieorganicznych w korze i drewnie zależy głównie od pobierania jonów z gleby [SAAREALA i in. 2005]. Zawartość składników nieorganicznych jest wielokrotnie wyższa w korze niż w drewnie zasadniczym. LAUREYSENS i in.[2004] oszacowali dziesięciokrotnie większą zawartość Al w korze *Populus spp.* niż w drewnie, sześciokrotnie większą Mn i Zn, czterokrotnie większą Fe i trzykrotnie większą Cd. Jednak skład pierwiastków jest bardzo podobny w obydwu porównywanych materiałach. Podobne wyniki uzyskali SAAREALA i in. [2005] dla kory i drewna sosny.

Użycie kory jako biopaliwa pochodzącej z drzew rosnących na terenach silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi powoduje wytwarzanie popiołu, który nie powinien być dopuszczony do ponownego obiegu w środowisku przyrodniczym [SAAREALA i in. 2005].

2.3. Dendroanaliza jako narzędzie w biomonitoringu zanieczyszczeń środowiska.

Przyrost grubości jest jedną z podstawowych charakterystyk dendrometrycznych w badaniach nad produktywnością drzew i drzewostanów. Roczny przyrost grubości jest skorelowany z warunkami wzrostu danego drzewa. Trudno jest ocenić, w jakim stopniu redukcja szerokości przyrostów rocznych jest rezultatem zanieczyszczeń powietrza, gdyż szerokość słoja rocznego jest zależna w głównej mierze od takich czynników jak: gatunek drzewa, wiek drzewa, stanowisko biosocjalne, warunki siedliskowe i meteorologiczne, trzebieże oraz współzależności z innymi organizmami (mikoryza, gradacje owadów) [BEKER 1995; ZIELSKI 1997; ZWOLIŃSKI, ORZEŁ 2000; TOLUNAY 2003].

Po przekroczeniu bariery odpornościowej, właściwej dla poszczególnych gatunków, uaktywniają się procesy spowalniające rozwój drzew, aż do całkowitego zatrzymania ich

funkcji życiowych. W początkowym okresie oddziaływania imisji często ma miejsce stymulacja przyrostu zazwyczaj przez 3 do 6 lat. Zjawisko takie zaobserwowano na Niżu Polskim i w Krainie Śląskiej badając wzrost wysokości sosny zwyczajnej [MIŚ, RĄCZKA 2002]. Przy niskich stężeniach zanieczyszczeń drzewo obumiera powoli, a rejestrowane straty przyrostu rozciągnięte są niekiedy na bardzo długi okres czasu. U świerków spadek przyrostu rozpoczyna się niekiedy na 30 lat przed osiągnięciem punktu krytycznego [ZAWADA 1994, 2001]. Zmiany zachodzące w drewnie są znaczące – zmniejsza się szerokość słoje rocznych. Często drzewo nie odkłada w ogóle słoja, względnie zagęszczenie ich jest tak duże, że istnieją poważne trudności w ich odczytaniu. Równolegle z ograniczeniem powierzchni przekroju pierścieni następuje zmniejszenie przyrostu na wysokość, co jest równoznaczne z zagęszczeniem okółków, w wyniku czego drzewo jest bardziej sęcate [GRESZTA, GRUSZKA, KOWALKOWSKA 2002]. Do tej pory podjętych zostało wiele badań dotyczących wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na wielkość przyrostów rocznych [LINDERHOLM 1999, FELIKSIK, WILCZYŃSKI 2003, KANTARCI 2003, TOLUNAY 2003].

Badania rozkładu promieniowego zawartości metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych drzew są z uwagą obserwowane przez badaczy zajmujących się wpływem zanieczyszczeń na rozwój drzew, ze względu na możliwą korelację pomiędzy zawartością metali w poszczególnych pierścieniach a historycznymi zmianami zanieczyszczenia środowiska. W licznych badaniach wykazano, że w drewnie drzew uszkodzonych imisją zawartości składników zarówno odżywczych jak i toksycznych są podwyższone [ŁUKASZEWSKI, OPYDO 1984; HAGEMEYER 1999; NABAIS i in. 1999, OPYDO i in. 2002]. Pobrane przez korzenie jony w procesie transpiracji mogą być z prądem wody przemieszczane przez pień i konary drzewa do gałęzi i liści, gdzie następuje ich kumulacja. Pobrane jony są przemieszczane zarówno w kierunku pionowym jak i promieniowym. W przypadku przemieszczania promieniowego (radialnego) w kierunku środka pnia, jony docierają do starszych warstw drewna. Strefa przejściowa między białym, a twardzielą może stanowić pewną barierę dla transportu jonów do wnętrza. Wskazuje na to nagromadzenie jonów w strefie przejściowej między drewnem twardzielowym, a miękkim, jak również zróżnicowanie zawartości jonów w obu rodzajach drewna takich gatunków jak: dąb [HAGEMEYER 1999; OPYDO i in. 2002; OPYDO i in. 2005], buk [HAGEMEYER, SCHÄFER 1995], jawor [WATMOUGH, HUTCHINSON 1996; PATRICK, FARMER 2006], sosna [ŁUKASZEWSKI, OPYDO 1984; BRACKHAGE i in. 1996]. Zróżnicowanie zawartości jonów w drewnie miękkim i twardzielowym może wynikać ze zróżnicowanych funkcji obydwu

rodzajów drewna. Rdzeń stanowi pewnego rodzaju szkielet roślinny, który nie bierze udziału w gospodarce wodnej drzewa; to biel spełnia funkcje przewodzenia wody i magazynowania substancji, przy czym przewodzenie wody w zależności od gatunku drzewa ograniczone jest do węższego, względnie szerszego, pasma drewna miękkiego [BRAUN 1982, cyt. za GRESZTA, GRUSZKA, KOWALKOWSKA 2002]. Przemieszczanie toksycznych substancji promieniami do rdzenia może być jednym z mechanizmów detoksykacyjnych drzew [NABAIS i in. 1999].

Na skutek tak zróżnicowanych procesów transportu w drzewie, wzorce radialnej zawartości metali ciężkich w pierścieniach rocznych powinny być stosowane w biomonitoringu z wielką ostrożnością, na co zwraca uwagę WATMOUGH [1999] oraz wszyscy wyżej wymienieni autorzy.

3. Rys fizjograficzny terenu badań

3.1. Położenie fizyczno – geograficzne

Badania prowadzono na terenach będących pod bezpośrednim wpływem jednego z największych zakładów przemysłowych Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego jakim jest Huta Katowice - dawniej druga, co do wielkości huta żelaza w Polsce, obecnie *Oddział Dąbrowa Górnicza spółki Mittal Steel Poland S.A.* w Katowicach (poprzednio *Ispat Polska Stal S.A.*). Huta ta jest zlokalizowana w Dąbrowie Górniczej w dzielnicy Gołonóg, w północno-wschodniej części miasta. Swym rozległym położeniem wyznacza wschodnią granicę Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego.

Tereny zajęte przez hutę położone są na obszarze Wyżyny Śląskiej w obrębie dwóch niższych jednostek geomorfologicznych tj. mezoregionów:

- Garbu Tarnogórskiego od strony północno-wschodniej
- Wyżyny Katowickiej od strony południowo-zachodniej.

Wyżyna Katowicka, na terenie, której położona jest Dąbrowa Górnicza otoczona jest od strony południowej przez Pagóry Jaworznickie, od strony południowo-zachodniej przez Płaskowyż Rybnicki, na zachodzie graniczy z Kotliną Raciborską natomiast od strony północno-zachodniej styka się z Garbem Tarnogórskim.

Garb Tarnogórski na północy graniczy z Obniżeniem Górnej Warty i Wyżyną Częstochowską, natomiast od wschodu otacza go Wyżyna Olkuska a od zachodu Równina Opolska. [wg KONDRACKI 2000]

3.2. Ukształtowanie terenu

Rzeźba terenu ma charakter falisty. Garb Tarnogórski usytuowany w kierunku północno-wschodnim w stosunku do terenów „Huty Katowice” jest pasmem wzniesień o długości 20 km i szerokości 6 km, rozpoczynający się przełomem Czarnej Przemszy koło Przeczyc, a kończący się przełomem Białej Przemszy w pobliżu Okradzionowa.

Mezoregion ten wznosi się do wysokości 340 – 398 m n.p.m. i opada ku Wyżynie Katowickiej. Najwyższy punkt tj. 398 m n.p.m. znajduje się pod Twardowicami [KONDRACKI 2000].

3.3. Budowa geologiczna

Budowa geologiczna mezoregionu jest dość zróżnicowana. Najniższe pokłady stanowią warstwy brzeżne karbonu górnego, występując w postaci węgla kamiennego

podzielonego warstwami piaskowców, zlepieńców i łupków przy północnym krańcu zagłębia węglowego [KRÓLIKOWSKI 1976, cyt. za ROSTAŃSKI 1980].

Utwory permskie wykształcone jako piaskowce, oraz utwory triasowe pod postacią margli, wapieni i dolomitów tworzą wypiętrzenie od Gołonoga po Strzemieszyce.

Całą równinną część Wyżyny Katowickiej zaścielają materiały skalne pochodzenia plejstocénskiego, o miąższości sięgającej 40 m w części północnej i zaledwie 2 m na południu. Utwory te – reprezentowane przez piaski, gliny i ily, naniesione są przez dwa zlodowacenia: karpackie i środkowopolskie.

Osady najmłodsze tzn. holocénskie stanowią piaski rzeczne, ily i torfy, które zalegają w dolinach rzek [wg KONDRACKI 2000].

3.4. Warunki klimatyczne i stosunki wodne

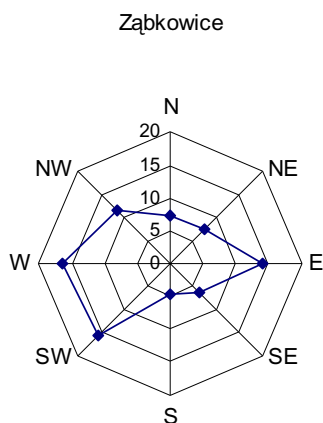
Pod względem klimatycznym badany obszar należy do Regionu Śląsko-Krakowskiego, charakteryzującego się klimatem typu wyżowego, o dużej ilości ciepłych i deszczowych dni oraz dłuższym okresie zimy i lata. Średnia temperatura roczna wynosi 7,4°C (wiosny 7,1°C; lata 17,0°C; jesieni 8,4°C; zimy –1,9°C) [Woś 1996].

Roczna suma opadów to około 715 mm (największy opad w okresie letnim, najmniejszy – zimą) [Woś 1996].

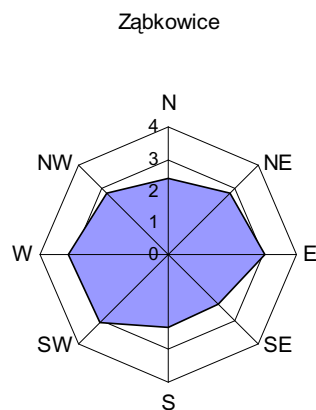
Przeważają wiatry zachodnie i południowo-zachodnie, w mniejszym stopniu z kierunków północno-zachodniego i wschodniego; najmniej jest wiatrów z kierunku południowego (Ryc.3, Ryc.4). Występuje też duża liczba dni bezwietrznych (około 65).

Okres wegetacyjny wynosi 210 – 220 dni. [Woś 1996; MATUSZKIEWICZ 2001].

Przez Wyżynę Śląską przechodzi dział wód między dorzeczami Odry i Wisły, a dokładnie przebiega przez Płaskowyż Bytomsko-Katowicki Wyżyny Katowickiej. Garb Tarnogórski jest położony w całości w dorzeczu Wisły. Jest on odwadniany przez rzeki: Brynicę, Czarną Przemszę i Białą Przemszę [KONDRACKI 2000].



Rys.3. Rozkład kierunków wiatru na stacji meteorologicznej w Ząbkowicach w latach 1961-1990 w (w %) [BIULETYN IMGW 1992]



Rys.4. Rozkład średnich prędkości wiatru na stacji meteorologicznej w Ząbkowicach w latach 1961-1990 (w m/s) [BIULETYN IMGW 1992]

3.5. Gleby

W związku z podłożem geologicznym Garbu Tarnogórskiego i Wyżyny Katowickiej gleby występujące na tym terenie są odpowiednio zróżnicowane. W części północnej występują gleby bielcowe zajmujące około 65% całej Wyżyny Śląskiej, a zajęte głównie przez roślinność borów sosnowych [BROŻEK, ZWYDAK 2003]. Gleby bielcowe występują na wszystkich powierzchniach badawczych będących podstawą niniejszej rozprawy [OPERAT GLEBOWO-SIEDLISKOWY NADLEŚNICTWA SIEWIERZ 2005; OPERAT GLEBOWO-SIEDLISKOWY NADLEŚNICTWA GROTNKI 2005].

Część południową zajmują gleby brunatne wytworzone z piasków, glin i utworów pyłowych, stanowią one 10% gleb Wyżyny Śląskiej i są wykorzystywane pod uprawy rolnicze.

W części centralnej na terenach poeksploatacyjnych znajdują się gleby początkowego stadium rozwoju, poddawane zadrzewieniu lub innym formom rekultywacji.

W dolinach rzek występują gleby mułowo – bagienne użytkowane jako łąki i pastwiska [LAZAR 1976].

3.6. Szata roślinna badanego terenu

Z badanym obszarem, obejmującym omawiane mezoregiony, związany jest zespół *Leucobryo-Pinetum* (subatlantycki bór sosnowy) [ŁUKASIK 1982]. Zespół ten należy do klasy *Vaccinio-Piceetea*, rzędu *Piceetalia abietis* i związku *Dicrano-Pinion* i wraz z zespołem *Peucedano-Pinetum* tworzy parę zespołów wikaryzujących, czyli zastępujących się regionalnie. Swym zasięgiem zespół *Leucobryo-Pinetum* obejmuje 70% terytorium kraju [MATUSZKIEWICZ 2001].

W drzewostanie dominuje sosna (*Pinus sylvestris*) z niewielkim udziałem brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*). Warstwa krzewów jest utworzona przez gatunki z drzewostanu oraz jarzab (*Sorbus aucuparia*), kruszynę (*Frangula alnus*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*). W runie dominują krzewinki – borówki (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*) i wrzos (*Calluna vulgaris*) oraz wąskolistne trawy (*Festuca ovina*, *Deschampsia flexuosa*). Rosną tu również gatunki charakterystyczne dla zespołu *Leucobryo-Pinetum*: *Chimaphila umbellata*, *Orthilia chlorantha* oraz *Orthilia secunda*. W warstwie mszystej obok przeważających *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* i *Dicranum polysetum* występuje *Leucobryum glaucum* [SZAFER, ZARZYCKI 1977; MATUSZKIEWICZ 2001]. Ściółka dostarczana przez zespół, złożona głównie ze szpilek sosnowych rozkłada się trudno. Zaściela ona dno lasu zwartą warstwą, utrudniającą dostęp powietrza do gleby [MATUSZKIEWICZ 2001].

Szczegółową charakterystykę składu gatunkowego szaty roślinnej każdego stanowiska dokonano za pomocą zdjęć fitosocjologicznych, zamieszczonych w Aneksie (Tab. II).

4. Materiał i metody

4.1. Założenia teoretyczne

Badaniami objęto 6 stałych powierzchni badawczych zlokalizowanych na siedliskach borowych otaczających Hutę Katowice w Dąbrowie Górniczej, a należących administracyjnie do lasów Nadleśnictwa Siewierz. Jak już wspomniano we wstępie, obecna nazwa Huty Katowice to *Oddział Dąbrowa Górnicza spółki Mittal Steel Poland S.A.* w Katowicach; w pracy przyjęto jednak nazwę skróconą „Huta Katowice”.

W rejonie Dąbrowy Górniczej w roku 1975 zespół Naukowców Uniwersytetu Śląskiego rozpoczął cykl badań mających na celu zbadanie zmian w składzie fitocenoz pod wpływem oddziaływania emitora. W owym czasie założono w lasach Nadleśnictwa Siewierz 18 stałych powierzchni badawczych w różnych zbiorowiskach leśnych, z czego 8 powierzchni w świeżym borze sosnowym. Do roku 2003 pozostały w rejonie huty jedynie 4 powierzchnie, w których przeprowadzono badania będące podstawą rozprawy. Założono również dwie dodatkowe powierzchnie w celu umożliwienia prześledzenia gradientu skażenia oraz jedną powierzchnię kontrolną. Szczegółowa charakterystyka powierzchni badawczych opisana została w dalszej części rozdziału. Badania prowadzono w latach 2003 - 2005 i miały one na celu porównanie aktualnego stanu fitocenoz borowych z wcześniejszymi danymi wykazując zmiany, jakie zaszły w ciągu 30 lat od momentu rozpoczęcia programu badawczego. W tym celu należało wykonać badania opierając się na zastosowanych uprzednio metodach oraz poszerzono zakres o szczegółowe badania dendrometryczne i rozszerzone analizy chemiczne. Wyniki badań opracowano statystycznie.

Pomimo znacznego postępu badań definicja terminu „wskaźnika biologicznego”, a także kryteria przydatności jego zastosowania nie są jednoznaczne. Najistotniejsze wydaje się wymaganie, aby roślina lub reakcja wskaźnikowa dawała możliwość ilościowego określenia obecności związku toksycznego w znanym przedziale czasowym. Wszystkie inne żądania stawiane bio- i fitowskaźnikom w odniesieniu do badań skażenia środowiska, jak choćby ich niski koszt, szybkość w reagowaniu, konieczność okazywania symptomów wizualnych, stały się - w miarę rozwoju eksperymentalnych badań ekologicznych na obszarach ulegających skażeniu - mniej istotne. Z ogólnych żądań stawianych bioindykatorom istotną sprawą pozostaje ich łatwa dostępność, czyli wymaganie, aby gatunek był pospolity [FABISZEWSKI i in. 1983b]. Do badań wybrano gatunki spełniające to kryterium, a dodatkowo uznane za najbardziej reprezentatywne dla zespołu (*Leucobryo-*

Pinetum) występującego na wszystkich powierzchniach badawczych, mające duży udział w biomacie runa, łatwo dzielące się na określone części. Ponadto gatunki te stanowiły przedmiot wcześniejszych badań [ROSTAŃSKI, PRZYBYLSKI 1980; LOREK 1979; CIEPAŁ 1984, 1992, 1996; ŁUKASIK, CIEPAŁ 1991; PRZYBYLSKI 1990b; ŁUKASIK 1990], co umożliwia porównanie wyników i wykazanie zmian, jakie zaszły w fitocenozach na badanym terenie. Rośliny runa rozdzielono również na liście i łodygi [ŁUKASIK, CIEPAŁ 1990; KOZANECKA i in. 2002] lub liście i ogonki liściowe (*Fragaria vesca*) w celu prześledzenia tendencji do gromadzenia się metali w poszczególnych gatunkach roślin oraz ich częściach morfologicznych [CZUCHAJOWSKA i in. 1980; ŁUKASIK, CIEPAŁ 1990].

Dla zobrazowania całości oddziaływań zanieczyszczeń przemysłowych na rośliny istotna jest również wiedza na temat gleby, ponieważ z niej roślina pobiera wodę i sole mineralne. W tym celu postanowiono zbadać kwasowość, skład chemiczny i mineralny gleby. Próby glebowe wycina się ręczną szufelką, szpachelką lub nożem ze środkowej najbardziej typowej części dla danego poziomu lub warstwy [OSTROWSKA i in. 1991]. Z poziomu wierzchniego (organicznego) pobiera się próbę tak, aby wraz z glebą nie pobrać ściółki (nie rozłożonej substancji organicznej) [OSTROWSKA i in. 1991].

Metale pochodzące z zanieczyszczeń powietrza są akumulowane głównie w górnej warstwie (0 - 10 cm) gleby [CIEPAŁ 1996]. Aby możliwe było prześledzenie przemieszczania się zanieczyszczeń w głąb gleby próby pobierano z kolejnych poziomów metrycznych co 10 cm do głębokości 50 cm, gdyż większość roślin runa i siewek drzew jest zakorzenionych właśnie do tej głębokości [CIEPAŁ 1996].

W zależności od pochodzenia, pierwiastki śladowe występują w różnych formach mineralnych i związkach chemicznych, oraz w różnych połączeniach z glebowymi składnikami mineralnymi i organicznymi. Od formy (frakcji) zależy ich zachowanie w układzie gleba - woda - roślina. Uwalnianie metali ciężkich w glebie nie zawsze koreluje z ilością pobraną przez rośliny lub zależność ta pod względem statystycznym jest stosunkowo niewielka. Ogólna zawartość metali ciężkich w glebie nie zawsze jest więc bezpośrednim wskaźnikiem bioprzyswajalności [GORLACH 1995]. Dlatego często oznacza się pulę dostępną dla roślin i mikroorganizmów poprzez tzw. "selektywną ekstrakcję" za pomocą roztworów soli: CaCl_2 , MgCl_2 , NaNO_3 , NH_4COOH w koncentracjach 0,01 – 1M [GUPTA i in. 1996; MOREL 1997; ŁUKASIK 2006]. Większość badań monitoringowych jest prowadzona poprzez porównanie frakcji biodostępnych metali z ich zawartością całkowitą lub tzw. frakcją ogólną w glebie [OSTROWSKA i inni 1991; GUPTA i in. 1996; PEIJNENBURG, JAGER 2003; ŁUKASIK 2006]. Określenie biodostępności ksenobiotyka i jego

całkowitej zawartości pozwala na stwierdzenie zarówno aktualnego jak i potencjalnego zagrożenia dla ekosystemu.

W całej rozprawie dla określenia frakcji biodostępnej metali w glebie przyjęto nazwę „frakcja dostępna”, natomiast użyte pojęcie „frakcja ogólna” odnosi się do całkowitej zawartości danego pierwiastka lub pierwiastków w glebie.

4.2. Charakterystyka powierzchni badawczych

Badania prowadzono na stałych powierzchniach o wielkości 400m² obejmujących lite drzewostany sosnowe (*Pinus sylvestris* L.). Powierzchnie te charakteryzują się zbliżonymi warunkami siedliskowymi [OPERAT GLEBOWO-SIEDLISKOWY NADLEŚNICTWA SIEWIERZ 2005], lecz zróżnicowanym stopniem przemysłowego zanieczyszczenia, tj. lokalizacji na kierunku panujących lub dużej częstości wiatrów, w różnej odległości od wybranego źródła emisji (Tab.1; Mapa 1 i Mapa 2; Fot. 1 - 14). Analiza róży wiatrów (por. Rys. 3) wykazuje w omawianym rejonie przewagę wiatrów zachodnich i południowo- zachodnich, dlatego najsilniej są skażone obszary położone w kierunku wschodnim i północno-wschodnim.

Powierzchnię kontrolną wybrano na obszarze ekologicznie niezagrożonym, na którym występuje niski poziom emisji zanieczyszczeń pyłowych (makroregion: Nizina Południowowielkopolska, mezoregion Wysoczyzna Łaska, okolice Zgierza i Ozorkowa) [KONDRACKI 2000; PRĄDZYŃSKI i in. 2002].

Wszystkie powierzchnie badawcze wybrano w miejscach oddalonych minimum 30 m od dróg samochodowych, dodatkowo izolowanych krzewami i zadrzewieniami. Powierzchnie zlokalizowane były w odległości minimum 100 m od zabudowań, bez śladów zanieczyszczenia odpadami stałymi lub płynnymi.

W całej rozprawie użycie pojęcia „powierzchnia badawcza” odnosi się w domyśle do powierzchni badawczej zlokalizowanej w najbliższym sąsiedztwie emitora, a pojęcie „powierzchnia kontrolna” odnosi się w domyśle do powierzchni badawczej Sokolniki K, chyba, że zaznaczono inaczej.

Skład gatunkowy flory

Charakterystyki składu gatunkowego szaty roślinnej każdego stanowiska dokonano za pomocą zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanqueta, wykonanych w płatach roślinności, w których zawierały się powierzchnie badawcze [SCAMONI 1967]. Zdjęcia fitosocjologiczne wykonywano na powierzchni 400 m² [FALIŃSKI 2001]. W sumie

wykonano 7 zdjęć fitosocjologicznych, które zestawiono w tabelę fitosocjologiczną (Tab. II Aneksu).

Systematykę i nomenklaturę wyróżnionych zbiorowisk przyjęto za MATUSZKIEWICZEM [2001]. Polskie i łacińskie nazewnictwo roślin naczyniowych podano według MIRKA i in. [2002]. Polskie i łacińskie nazewnictwo mszaków przyjęto za OCHYRĄ i in. [2003].

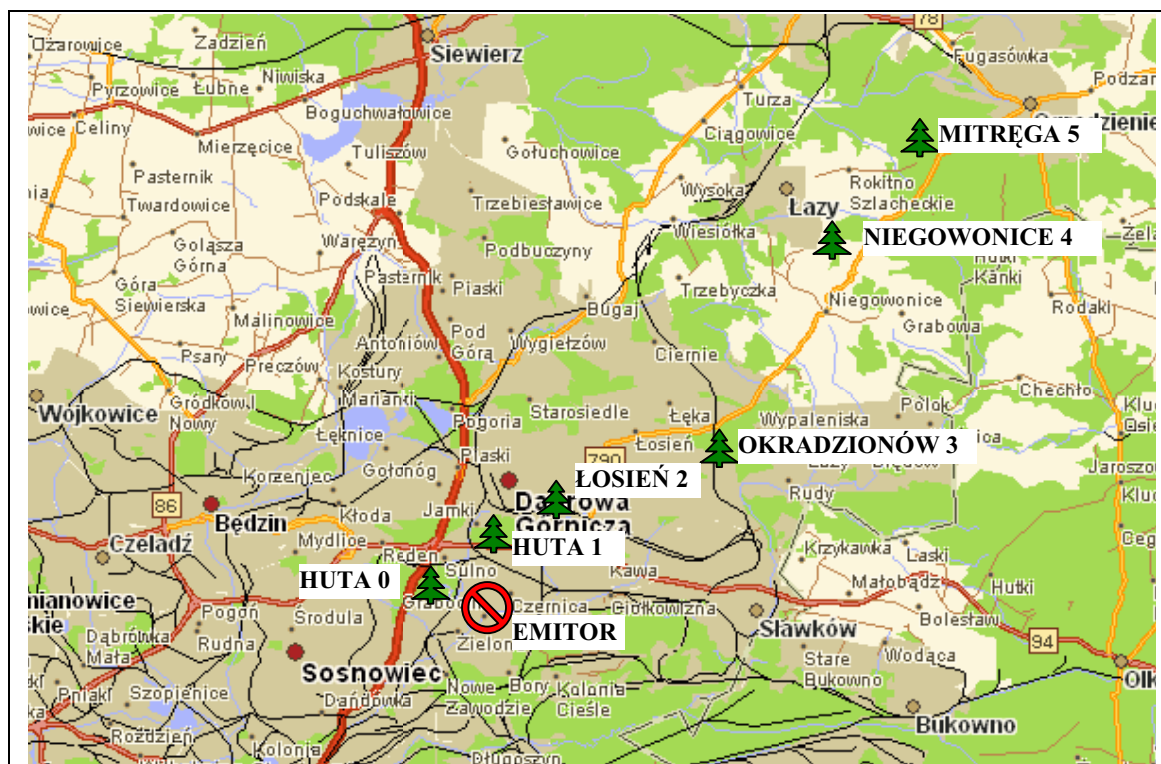
Tab.1 Charakterystyka powierzchni badawczych [wg OPERATY GLEBOWO-SIEDLISKOWE 2005]

Powierzchnia	Skrót użyty w pracy	Strefa			Nadleśnictwo	Oddział	Siedliskowy typ lasu	Gleba	Wiek operacyjny drzewostanu na rok 2004 [lata]
		Położenie względem emitora	uszkodzenia lasu						
		odległość [km] kierunek							
Huta 0	H 0	2,9	N-W	Siewierz	100d	BŚW	bielicowa	46	
Huta 1	H 1	1,9	N-E	Siewierz	81b	BŚW	bielicowa	81	
Łosień 2	Ł 2	2,2	N-E	Siewierz	78j	BMŚW	bielicowa	106	
Okradzionów 3	O 3	5,2	N-E	Siewierz	47f	BŚW	bielicowa	66	
Niegowonice 4 ^[1]	N 4	8,0	N-E	-	-	BŚW ^[2]	bielicowa ^[3]	45 ^[2]	
Mitręga 5	M 5	13,0	N-E	Siewierz	16g	BŚW	bielicowa	46	
Sokolniki K	S K	kontrola		Grotniki	34b	BMŚW	bielicowa	67	

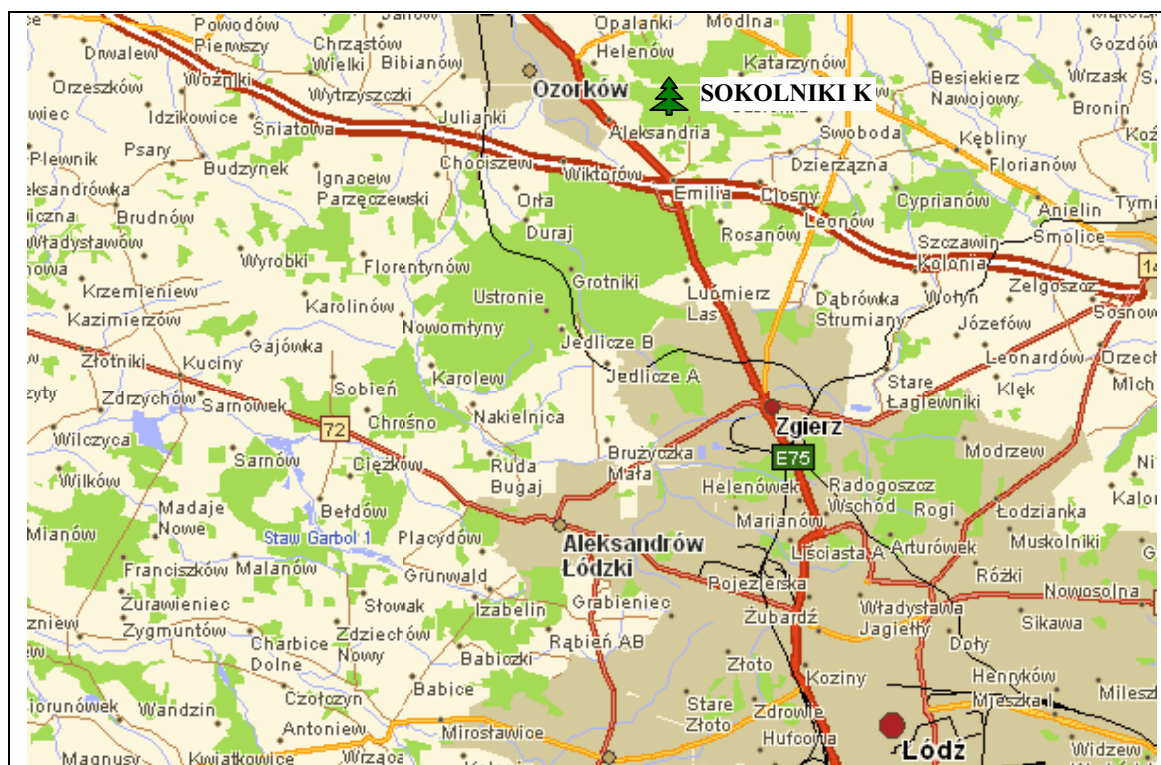
¹ Las prywatny

² Badania własne

³ [Brożek, Zwyczaj 2003]



Map.1. Lokalizacja powierzchni badawczych położonych w bezpośrednim sąsiedztwie emitora



Map.2. Lokalizacja powierzchni kontrolnej



Fot. 1. Powierzchnia Huta 0



Fot. 2. Powierzchnia Huta 0



Fot. 3. Powierzchnia Huta 1



Fot. 4. Powierzchnia Huta 1



Fot. 5. Powierzchnia Łosień 2



Fot. 6. Powierzchnia Łosień 2



Fot. 7. Powierzchnia Okradzionów 3



Fot. 8. Powierzchnia Okradzionów 3



Fot. 9. Powierzchnia Niegowonice 4



Fot. 10. Powierzchnia Niegowonice 4



Fot. 11. Powierzchnia Mitrega 5



Fot. 12. Powierzchnia Mitrega 5



Fot. 13. Powierzchnia Sokolniki K



Fot. 14. Powierzchnia Sokolniki K

4.3. Metody analiz laboratoryjnych

4.3.1. Chemiczna analiza gleby

Pobieranie prób

Glebę do analizy pobrano w okresie stabilności łatwo rozpuszczalnych form składników w listopadzie 2003 i 2004 roku z poziomów metrycznych: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40cm i 40-50 cm [ŁUKASIK, CIEPAŁ 1990; OSTROWSKA i in. 1991; OPYDO, OPYDO 1994; CIEPAŁ 1996; CZARNOWSKA 1997; WAWRZONIAK i in. 2004; LAUREYSENS i in. 2004; ŁUKASIK 2006, ŁUKASIK i in. 2006]. Pojedyncze próbki pobierano z losowo wybranych punktów badanych powierzchni. Próbką średnią składała się z 5 indywidualnych próbek. Probki pobrane w terenie pozostawiono w suchym, dobrze wentylowanym miejscu aż do uzyskania tzw. powietrznie suchej masy. Wszystkich analiz dokonywano w trzech powtórzeniach [OSTROWSKA i in. 1991; KABATA-PENDIAS 1996].

Pomiar pH

Do oznaczenia odczynu gleby (kwasowość czynna) wykorzystano metodę potencjometryczną. 10 gramowe naważki powietrznie suchej gleby zalano 25 ml wody dejonizowanej o pH = 7. Po upływie 24 godz. oznaczono pH gleby przy zastosowaniu pH-metru cyfrowego typu CP-125. Kalibrację elektrody przeprowadzono przy użyciu roztworów buforowych o znanym pH (7,0 i 5,0) z uwzględnieniem temperatury otoczenia [OSTROWSKA i in. 1991, NIKONOV i in. 2001]

Oznaczanie substancji organicznej

Oznaczanie zawartości substancji organicznej w glebie dokonano metodą wyżarzania [OSTROWSKA i in. 1991, PISAREK 2001].

Oznaczanie siarki ogólnej w glebie

Oznaczanie siarki ogólnej w glebie dokonano metodą kolorymetryczną [OSTROWSKA i in. 1991].

Oznaczanie metali ciężkich

a) Frakcja ogólna

Zawartość metali ciężkich w glebie oznaczono w roztworze 2 n HNO₃ metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej na aparacie AAS 1-N (CARL ZEISS-JENA) [OSTROWSKA i in. 1991; KABATA-PENDIAS 1996].

b) Frakcja dostępna dla roślin

Biodostępną frakcję metali ciężkich w glebie oznaczono metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej przy użyciu 0,01m CaCl₂ [KOPTSIK, KOPTSIK 2001; McLAUGHLIN 2002B; DEGRYSE i in. 2003; PEIJNENBURG, JÄGER 2003; ŁUKASIK 2006].

4.3.2. Analiza materiału roślinnego

Charakterystyka badanych gatunków

a) Sosna zwyczajna - *Pinus sylvestris* L.

Sosna zwyczajna (rodzina: *Pinaceae*, fanerofit) jest gatunkiem drzewa, które znosi doskonale duże wahania temperatury, rośnie dobrze przy niewielkiej ilości opadów atmosferycznych; jest odporna na suszę atmosferyczną i glebową. Potrafi rosnąć także tam, gdzie okres wegetacji wynosi zaledwie dwa miesiące, a temperatura zimą spada do –50 °C. Może rosnąć zarówno na suchych piaskach jak i na torfach. Wymaga jednak gleb świeżych, przewiewnych i dość głębokich. Nie lubi gleb ciężkich, a także wapiennych oraz zbyt zasobnych, na których rośnie wprawdzie szybko, ale wytwarza drewno słabe i mało trwałe.

Sosna zwyczajna ma jednak duże wymagania względem światła – należy do gatunków najbardziej światłolubnych. Jest gatunkiem pionierskim, oznacza to łatwość opanowywania nowych terenów występowania. Przeciętnie osiąga wysokość 30 metrów, wyjątkowo dorasta do 40 m. Średnica pnia 0,5-1,2 m [BIAŁOBOK i in. 1993].

Pinus sylvestris ma rozległą skalę możliwości adaptacyjnych do różnych warunków środowiska, jest jednak gatunkiem wrażliwym na antropogeniczne skażenia atmosfery.

Sosna ta występuje w Polsce na całym niżu, na Pomorzu, w Ziemi Łużyckiej, w Wielkopolsce, Małopolsce, Pomorzu Wschodnim, Podlasiu, na wale Rostocza i na Podkarpaciu. W ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się spadek liczby stanowisk (lub wyraźny ubytek liczebności osobników na stanowiskach) [ZARZYCKI i in. 2002].

Tworzy duże naturalne drzewostany jednogatunkowe albo z małą domieszką brzozy i osiki. W łuku Karpat rośnie tylko sporadycznie, do wysokości 1500 m n.p.m.

Dostarcza cennego, żywicznego drewna o bardzo różnorodnym zastosowaniu, jak również i innych surowców, zwłaszcza dla przemysłu chemicznego i farmaceutycznego. W leśnictwie ceniona jest za szybkie odnawianie drzewostanu po pożarach lasu [wg LASKOWSKA 1973; KREMER 1996; TOMANEK 1997; ZAJĄC, ZAJĄC 2001; ZARZYCKI i in. 2002; SENETA, DOLATOWSKI 2003; SZWEYKOWSCY 2003; RUTKOWSKI 2005].

b) Borówka czarna - *Vaccinium myrtillus* L.

Borówka czarna (rodzina: *Ericaceae*) to krzewinka (chameofit) tworząca lite łany. Występuje często na stanowiskach słonecznych, choć znosi nawet najbardziej ocienione miejsca. Może np. pokrywać glebę pod drzewostanem w zupełnym ocienieniu.

W stosunku do gleby nie ma dużych wymagań. Rośnie dobrze nawet na glebach dość ubogich, piaszczystych, byle o dostatecznej ilości wilgoci. W niższych położeniach jest nawet oznaką degradacji gleby leśnej.

W Polsce występuje pospolicie i masowo na całym niżu, a w górach dochodzi aż do krainy alpejskiej, gdzie tworzy rozległe borówczyska. W ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się spadek liczby stanowisk (lub wyraźny ubytek liczebności osobników na stanowiskach) [ZARZYCKI i in. 2002].

Borówka czarna stanowi główny składnik runa, zwłaszcza w borach sosnowych i sosnowo – świerkowych. Spotkać ją można także na torfowiskach wysokich. Jagody borówki czarnej odgrywają ważną rolę w przemyśle spożywczym i lecznictwie. Stanowią także artykuł masowego eksportu [wg LASKOWSKA 1973; VOLÁK, STODOLA 1983; BOLLIGER i in. 1996; GRAU i in. 1996; TOMANEK 1997, MIREK i in. 2002, ZARZYCKI i in. 2002].

c) Borówka brusznica - *Vaccinium vitis - idaea* L.

Borówka brusznica to zimozielona krzewinka (chameofit), która najczęściej rośnie w małych kępach lub pojedynczo, rzadko tworzy duże łany.

Występuje na siedliskach mniej żyznych i wilgotnych niż borówka czarna, na piaszczystych, zwirowatych, zasobnych w próchnicę, kwaśnych glebach. Jest nieco bardziej odporna na mróz i mniej wrażliwa na suszę niż borówka czarna.

Spotkać ją można najczęściej w suchych i świeżych, niezbyt zwartych borach, a także w zaroślach i na wrzosowiskach, na torfowiskach wysokich i przejściowych.

Gatunek pospolity na terenie całej Polski.. W górach sięga aż po krainę alpejską. W ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się spadek liczby stanowisk (lub wyraźny ubytek

liczebności osobników na stanowiskach) [ZARZYCKI i in. 2002].

Liście bruszniczy mają znaczenie lecznicze w chorobach dróg moczowych. Cenny surowiec spożywczy stanowią owoce, które łatwo się przechowuje ze względu na zawartość kwasu benzoowego [wg LASKOWSKA 1973; VOLÁK, STODOLA 1983; BOLLIGER i in. 1996, TOMANEK 1997, MIREK i in. 2002, ZARZYCKI i in. 2002; SZWEYKOWSCY 2003;].

d) Poziomka pospolita - *Fragaria vesca* L.

Poziomka pospolita (rodzina: *Rosaceae*) jest hemikryptofitem; można ją znaleźć w runie leśnym, w zaroślach i na polanach, na zrębach, miejscach skalistych i trawiastych zboczach, a także na przydrożach.

Rośnie na stanowiskach dość słonecznych, chętnie na glebach nieco wilgotnych, żyznych i gliniastych.

Jest to roślina bardzo pospolita na całym obszarze Polski, w górach sięga po piętro kosodrzewiny.

Liście poziomki są zbierane w celach leczniczych; zawierają garbniki, olejek eteryczny, witaminę C i wiele innych substancji. Dojrzałe poziomki (owoc pozorny) również zawierają wartościowe substancje mineralne, kwasy owocowe, witaminę C. Znajdują dosyć szerokie zastosowanie w przemyśle spożywczym [wg LASKOWSKA LASKOWSKA 1973; VOLÁK 1983; PODBIELKOWSKI 1992; GRAU i in. 1996; MIREK i in. 2002, ZARZYCKI i in. 2002; SZWEYKOWSCY 2003;].

Chemiczna analiza zielonych części roślin (zawierających chlorofil)

Do oceny stopnia zagrożenia terenów strefy ochronnej „Huty Katowice” przez zanieczyszczenia przemysłowe wykorzystano liście i łodygi: *Vaccinium myrtillus* L., *Vaccinium vitis – idaea* L. bądź liście i ogonki liściowe: *Fragaria vesca* L. oraz szpilki, korę i drewno *Pinus sylvestris* L.. Rozdzielenia osobników gatunku *F. vesca* na liście i ogonki liściowe dokonano ze względu na stosunek masy ogonka liściowego do masy blaszki liściowej, który w przypadku tego gatunku jest duży i mógłby zawyżyć wyniki. Ponadto, taki sposób rozdzielenia wymienionych elementów morfologicznych umożliwia łatwiejsze i mniej skomplikowane ewentualne powtarzanie badań w przyszłości.

Obserwacje prowadzono oraz materiał pobierano przez dwa sezony wegetacyjne - 2003 i 2004 roku ze wszystkich powierzchni badawczych. Materiał roślinny pobierano pod koniec sezonu wegetacyjnego. Szpilki sosny (*Pinus sylvestris* L.) rozdzielono na

bieżącyroczne (I) i dwuletnie (II) [ŚWIEBODA 1980; CIEPAŁ, BANASIK 1993]. Natomiast rośliny runa rozdzielano również na liście i łodygi w celu prześledzenia stopnia nagromadzenia się metali w poszczególnych częściach morfologicznych badanych gatunków. Próbkę materiału myto w wodzie bieżącej i destylowanej w celu usunięcia zanieczyszczeń pyłowych występujących na szpilkach, liściach i łodygach [OSTROWSKA i in. 1991; KABATA-PENDIAS 1996]. Tak przygotowany materiał mielono i suszono w temperaturze 105 °C do uzyskania stałej wagi [OSTROWSKA i in. 1991; KABATA-PENDIAS 1996].

W celu oznaczenia zawartości metali ciężkich w liściach, szpilkach i łodygach (bądź ogonkach liściowych) badanych gatunków roślin posłużono się metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej [OSTROWSKA i in. 1991; KABATA-PENDIAS 1996; KOZANECKA i in. 2002].

Chemiczna analiza kory

a) Pobieranie prób

W każdym punkcie pomiarowym pobrano korę z 5 drzew, mających podobne rozmiary i tych samych, z których pobierano igliwie. Unikano powierzchni kory pokrytej glonami i żywicą [MEDWECKA – KORNAŚ i in. 1989; OSTROWSKA i in. 1991; SAARELA i in. 2005]. Przed zbiorem pień drzewa oczyszczano z zapylenia powierzchniowego przez szorowanie ostrą szczotką na sucho, następnie odcinano warstwę kory o grubości do 5 mm, nie uszkadzając łyka [PALOWSKI i in. 2002]. Próby pobierano każdorazowo z czterech stron pnia, od północny, południa, zachodu i wschodu z wysokości około 1,5 m nad ziemią a następnie mieszano dla uzyskania próby średniej. Przed analizą pobraną korę suszono w temperaturze 105 °C a następnie rozdrabniano ją ręcznie i zmielono w młynku udarowym [GRODZIŃSKA 1983; OSTROWSKA i in. 1991, SAARELA i in. 2005].

b) Odczyn pH

Z każdej próby odważono na wadze analitycznej 2 g i zalewano 8 ml wody redestylowanej, dokładnie mieszano i pozostawiano w naczyniu na okres 48 godzin. Po upływie tego czasu próbki ponownie mieszano i oznaczano pH przy pomocy pH-metru cyfrowego typu CP-125. Kalibrację elektrody przeprowadzono przy użyciu roztworu buforowego pH 7,0 i 5,0. Pomiar wykonywano w trzech powtórzeniach [GRODZIŃSKA 1983].

c) Stężenie metali

Oznaczanie wybranych metali w korze wykonano w trzech powtórzeniach metodą

absorpcyjnej spektrometrii atomowej według metodyki dla oznaczania metali w roślinach [OSTROWSKA i in. 1991].

4.3.3. Pomiary dendrometryczne *P. sylvestris* i analiza chemiczna drewna

a) Liczebność

Określenie liczebności polegało na zliczeniu wszystkich drzew na powierzchni badawczej.

b) Zagęszczenie

Po określeniu liczebności osobników żywych sosny zwyczajnej na powierzchniach badawczych obliczano ich zagęszczenie na 1 ha. Nie stwierdzono osobników martwych na badanych powierzchniach.

c) Pomiary dendrometryczne

Na wszystkich powierzchniach próbnych policzono drzewa i przeliczono na jednostkę powierzchni (1 ha). Pomierzono pierśnicę w korze wszystkich sosen w kierunkach N-S i E-W. Średnia arytmetyczna z tych dwóch pomiarów została uznana za rzeczywistą pierśnicę drzewa. Zmierzono również wysokość wszystkich drzew na powierzchniach próbnych przy pomocy wysokościomierza SUUNTO PM-5/400PC. Na podstawie tych danych obliczono:

- **pole powierzchni przekroju** według wzoru [3] [CZARNOWSKI 1978; EBIŚ 2001]:

$$[1] \quad G = \frac{\pi}{4} \sum d^2$$

d - pierśnica (średnica pnia na wysokości 1,3m) [m]

- **miąższość grubizny** korzystając ze wzoru [4] [WEINER 2005] zastępującego odczyty z tablic objętości:

$$[2] \quad V_{\text{sosny}} = \alpha d^{\beta} (h - 1,3)^{\gamma}$$

V - objętość pni i gałęzi pojedynczego drzewa [m³]

d - pierśnica (średnica pnia na wysokości 1,3m) [m]

h - wysokość drzewa [m]

α, β, γ – współczynniki charakterystyczne dla gatunku

sosna : $\alpha = 1,43$

$\beta = 1,96$

$\gamma = 0,60$

średni błąd oszacowania = 3,1%

b) Pomiary dendrochronologiczne

Za pomocą świdra Presslera pobrano wywierty dordzeniowe z drzew dominujących na danym stanowisku, na wysokości pierśnicy od strony północnej (z 20 drzew na każdej powierzchni) [GRABCZYŃSKI 1996B; ORZEŁ 1996; ZIELSKI, KRĄPIEC 2004]. Następnie rdzenie wysuszono w temperaturze pokojowej i dokonano pomiarów szerokości przyrostów rocznych przy wykorzystaniu przyrostomierza BEPD5 firmy BIOTRONIK z dokładnością 0,01mm [GRABCZYŃSKI 1996B; ORZEŁ 1996; ZIELSKI, KRĄPIEC 2004].

Rzeczywisty przyrost grubości drzew w danym roku obliczono ze średniej arytmetycznej przyrostów rocznych drewna. Wiek kulminacji przyrostu grubości oszacowano na 12 lat [BOROWSKI 1974, EBIŚ 2001]. Wartość kulminacyjnego przyrostu d_A obliczono ze wzoru:

$$[3] \quad d_A = \frac{d_{1,3}}{\left\{1 - \left| \frac{a - A}{a + A} \right| \right\}}$$

a - wiek (liczba lat)

A - wiek kulminacji przyrostu grubości (liczba lat) (A=12 lat dla sosny zwyczajnej)

Średnią z obliczonych wartości przyrostów grubości dla wielu lat przyjęto za kulminację przyrostu.

Normalny przyrost grubości sosny zwyczajnej obliczono ze wzoru:

$$[4] \quad d_{1,3} = \overline{d_A} \left\{1 - \left| \frac{a - A}{a + A} \right| \right\}$$

Termin „normalny” oznacza ewentualny przyrost w jednakowych warunkach w ciągu każdego roku [EBIŚ 2001, SPOREK 2002].

W celu porównania dynamiki zmian szerokości przyrostów rocznych w rozpatrywanym okresie na poszczególnych powierzchniach, posłużono się niemianowanymi wskaźnikami (I), wyrażającymi stosunek średnich wartości relatywnych przyrostów rocznych grubości w kolejnych przedziałach czasowych. Analizie poddano

pięcioletni relatywny przyrost promienia odłożony w latach: 1974-1978 (r_0), 1979-1983 (r_1), 1984-1988 (r_2), 1989-1993 (r_3), 1994-1998 (r_4), oraz 1999-2003 (r_5). Lata 1974 - 1978 przyjęto jako ostatnią „pięciolatkę” przed rozpoczęciem pełnej działalności głównego emitora zanieczyszczeń natomiast przyrost r_1 przyjęto jako odłożony w pierwszym, r_2 w drugim, r_3 w trzecim, r_4 w czwartym i r_5 w piątym pięcioleciu jego działalności. Dla każdego drzewa określono relatywną wartość przyrostu grubości ($R_{i,j}$) wyrażając jego wielkość ($r_{i,j}$) w okresie $i=1,2,...,5$ w wielkościach przyrostu odłożonego w pięcioleciu przed uruchomieniem emitora (r_{0j}):

$$[5] \quad R_{i,j} = \frac{r_{i,j}}{r_{0j}}$$

gdzie:

i - okres przyrostowy ($i=1,2,...,5$)

j - numer drzewa z pomierzonym przyrostem ($j=1,2,...,n$)

Relatywny przyrost grubości drzewostanu w okresie i stanowiła średnia arytmetyczna relatywnych przyrostów pomierzonych w nim drzew:

$$[6] \quad R_i = \frac{\sum_{j=1}^n R_{i,j}}{n}$$

Następnie wyliczono wartości niemianowanych wskaźników $I_{i,p}$:

gdzie:

p - przedział czasowy w latach

$$I_{1,5} = \frac{1979-1983}{1974-1978}, \quad I_{2,5} = \frac{1984-1988}{1974-1978}, \quad I_{3,5} = \frac{1989-1993}{1974-1978}, \quad I_{4,5} = \frac{1994-1998}{1974-1978},$$

$$I_{5,5} = \frac{1999-2003}{1974-1978};$$

czyli:

$$[7] \quad I_{1,5} = \frac{R_1}{R_0}, \quad I_{2,5} = \frac{R_2}{R_0}, \quad I_{3,5} = \frac{R_3}{R_0}, \quad I_{4,5} = \frac{R_4}{R_0}, \quad I_{5,5} = \frac{R_5}{R_0};$$

Wartość $I_{i,p} < 1,0$ oznacza spadek, zaś $I_{i,p} > 1,0$ wzrost w danym okresie relatywnego przyrostu grubości drzew w drzewostanach w porównaniu do okresu sprzed rozpoczęcia pełnej działalności emitora.

Wskaźniki dla przedziałów czasowych dziesięcio- i piętnastoletnich wyznaczono w

analogiczny sposób, czyli:

$$I_{1,10} - \frac{1979-1988}{1969-1978}, \quad I_{2,10} - \frac{1989-1999}{1969-1978} \quad \text{lub} \quad I_{1,15} - \frac{1979-1993}{1964-1978}.$$

Wskaźniki te wyznaczono na podstawie wytycznych NIEDZIELSKIEJ [1996], ORŁA [1996A,B], GRABCZYŃSKIEGO [1996A].

c) Analiza chemiczna drewna

Odwierły podzielono na 5-letnie okresy i suszono w temperaturze 105 °C przez 24godz. (masa suchej próbki: 0,25 – 2,00 g) [OSTROWSKA i in. 1991, SAARELA i in. 2005]. Próbki poddano mineralizacji w temperaturze 460 – 480 °C, a uzyskany popiół rozpuszczono w 2 n HNO₃. Ogólną zawartość wybranych metali ciężkich oznaczono metodą spektrofotometrii atomowej AAS (metoda płomieniowa) aparatem UNICAM 939/959 Solaar. [wg OSTROWSKA i in. 1991].

4.4. Statystyczne metody opracowania wyników

Etap wstępny wszystkich zastosowanych w niniejszej rozprawie analiz statystycznych polegał na sprawdzaniu **zgodności rozkładów** badanych wskaźników na każdej powierzchni badawczej i stanowisku z rozkładem normalnym. Wykorzystano do tego celu test Shapiro-Wilka [LECH 1999; STANISZ 2001]. Ponieważ w większości przypadków rozkłady nie były zgodne z normalnym w całej rozprawie w celu ujednolicenia opracowywania wyników posłużono się testami nieparametrycznymi. Analizy statystyczne wykonywano dla cech, gdy liczba przypadków była równa lub większa od 3. We wszystkich analizach statystycznych przyjęto poziom istotności $\alpha = 0,05$ [WOŁEK 1992; IWASIEWICZ, PASZEK 2000; PRZYBYSZ i in. 2003].

Przeprowadzono **analizę korelacji** pomiędzy wybranymi analizowanymi cechami zarówno dla wszystkich jak i dla poszczególnych powierzchni badawczych posługując się współczynnikiem korelacji rang Spearmana.

Wykonano również **klasyfikację** powierzchni badawczych wykorzystując wybrane wskaźniki w różnych kombinacjach, aby ustalić, który z nich w największym stopniu wywiera wpływ na badane fitocenozy. W tym celu posłużono się analizą głównych składowych (analiza składnikowa - principal component analysis) [WEINER 2005; KOPTSIK, KOPTSIK 2001] w programie MVSP wersja 3.00b (1998).

Statystyki opisowe podano dla cech zmierzonych, dla których liczba przypadków była większa od 3. Opis statystyczny zawiera następujące składniki [według WOŁKA 1992;

ŁOMNICKIEGO 2003; IWASIEWICZA i PASZKA 2000 oraz STANISZA 2001]:

a) średnia arytmetyczna (\bar{X}) (w skrócie zwana średnią) – określona jest wzorem:

[8]

$$\bar{X} = \frac{\sum X}{N}$$

gdzie:

X – element (pomiar)

N – liczba elementów (pomiarów)

b) wartość najmniejsza (Min.)

c) wartość największa (Max.)

d) mediana (M_{med}) – wartość określająca środek szeregu statystycznego. Obliczano ją po uporządkowaniu szeregu statystycznego od najmniejszego do największego pomiaru. W przypadku szeregu o nieparzystej liczbie elementów medianą jest jego wartość środkowa, zaś w przypadku szeregu o parzystej liczbie elementów – medianę obliczano biorąc średnią z dwóch środkowych pomiarów.

e) wariancja (s^2) – zdefiniowana jest wzorem:

[9]

$$s^2 = \frac{\sum x^2}{N - 1}$$

gdzie:

x – odchylenie od średniej

Odchylenie od średniej (x) obliczane jest poprzez odjęcie od każdego elementu szeregu statystycznego jego średniej. Zatem dla każdego pomiaru *i* obliczano odchylenie x_i , zgodnie z wzorem:

[10]

$$x_i = X_i - \bar{X}$$

gdzie:

X – pomiar (element)

\bar{X} - średnia arytmetyczna

f) odchylenie standardowe (SD) – pierwiastek kwadratowy z wariancji, obliczane było

według wzoru:

[11]

$$SD = \sqrt{\frac{\sum x^2}{N-1}}$$

gdzie:

x – odchylenie od średniej

g) współczynnik zmienności (V) – zdefiniowany wzorem:

[12]

$$V = \frac{SD}{\bar{X}} * 100\%$$

gdzie:

SD – odchylenie standardowe

\bar{X} - średnia arytmetyczna

h) współczynnik asymetrii (skośność) (A_s) – ocenia symetryczność rozproszenia wyników wokół średniej arytmetycznej; zdefiniowany jest wzorem:

[13]

$$A_s = \frac{nM_3}{(n-1)(n-2)SD^3}$$

gdzie:

n – liczebność

M_3 – moment trzeci

SD – odchylenie standardowe

[14]

$$M_3 = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3$$

i) kurtoza (K) – opisująca koncentrację wartości cechy wokół średniej.

Dla zmierzonych cech, dla których liczba przypadków była równa 3 podano średnią

arytmetyczną (\bar{X}) i odchylenie standardowe (SD).

Analizy statystyczne przeprowadzano z wykorzystaniem programu MS Excel XP (2003) i STATISTICA 7.1 (2005).

5. Wyniki

We wszystkich tabelach i na wykresach w odniesieniu do stanowisk objętych badaniami zastosowano następujące określenia:

- Huta 0 lub H 0
- Huta 1 lub H 1
- Łosień 2 lub Ł 2
- Okradzionów 3 lub O 3
- Niegowonice 4 lub N 4
- Mitręga 5 lub M 5
- Sokolniki K lub S K

Wszystkie analizy statystyczne przeprowadzono przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Wyniki istotne statystycznie we wszystkich tabelach wyróżniono kolorem czerwonym.

5.1. Odczyn gleby, zawartość substancji organicznej i makroskładników w glebie.

Wartości odczynu i procentowej zawartości substancji organicznej oraz zawartość makroskładników w glebie – siarki, wapnia, magnezu przedstawia tabela III a-b (Aneks) i rysunki 5 - 10. Na wykresach i w tabeli zaznaczono również wielkość odchylenia standardowego (SD).

Najwyższą wartość **pH** wykazała gleba na powierzchni Mitręga 5 (6,4 – 6,9 w 2003r i 6,4 - 6,8 w 2004r) a najniższą – gleba na powierzchni Sokolniki K (4,0 – 5,6 w 2003r i 4,0 - 5,7 w 2004r) (Rys.5 a-c). Na większości powierzchni badawczych, z wyjątkiem wyników z powierzchni Huta 1 i Mitręga 5 w 2003r i w 2004r oraz Okradzionów 3 w 2003r wartość odczynu wzrasta wraz ze wzrostem głębokości. (Rys.5 a-b). Na wymienionych powierzchniach odnotowano spadek odczynu gleby na głębokości 30 - 50 cm.

Najwyższą zawartość **substancji organicznej** w powierzchniowej warstwie gleby stwierdzono na powierzchniach Huta 1 (12,8 % w 2003r i 9,6 % w 2004r) oraz Sokolniki K (odpowiednio 13,1% i 19,3%) natomiast najniższą - na powierzchni Niegowonice 4 (1,7 % w 2003r i 6,1 % w 2004r) (Rys. 6 a-b). Zawartość substancji organicznej maleje wraz ze wzrostem głębokości i w warstwie 40 – 50 cm osiąga w 2003r od 0,4 % w Niegowonicach do 1,8 % w Sokolnikach (Rys.6 a), natomiast w 2004r od 0,3 % na powierzchni Huta 0 do 2,1 % na powierzchni Sokolniki K (Rys. 6b). Na wszystkich powierzchniach zaobserwowano wzrost zawartości substancji organicznej w 2004r w porównaniu z rokiem

poprzednim. Zmiany takie zaszły głównie w górnej warstwie gleby (0 - 10 cm), ale na większości powierzchni również w warstwie 10 - 20 cm (Rys. 6 b).

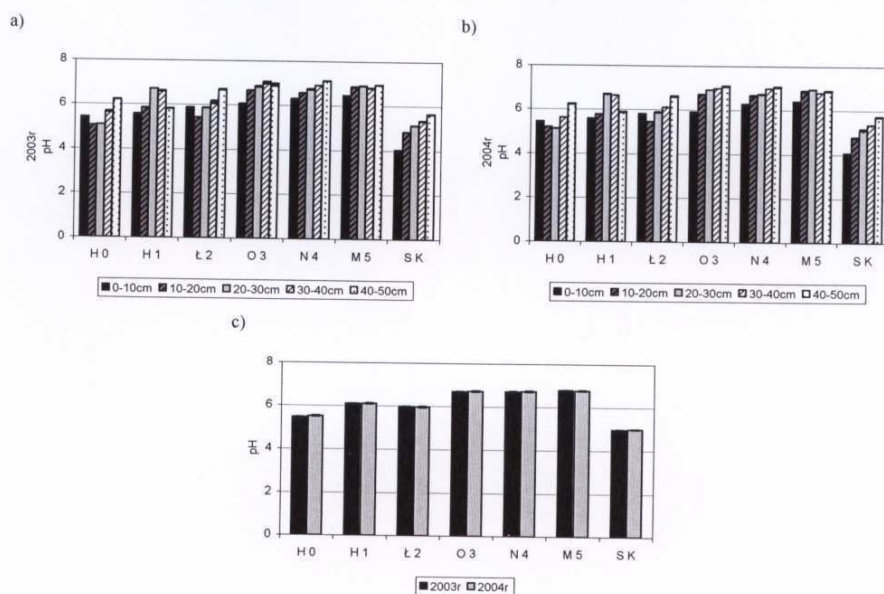
Najwyższą średnią zawartość makroskładników niezbędnych w procesach metabolicznych stwierdzono w powierzchniowej warstwie gleby (0 – 10 cm) na wszystkich powierzchniach badawczych. W przypadku wapnia i magnezu wraz ze wzrostem głębokości gleby ich zawartość maleje natomiast w przypadku siarki nie zaobserwowano jednoznacznego kierunku zmian.

Najwyższą zawartość **siarki** oznaczono w glebie na powierzchni Huta 1 (849,0 mg/kg s.m. w 2003r i 924,0 mg/kg s.m. w 2004r), a wartość najniższą na powierzchni kontrolnej - odpowiednio 245,0 mg/kg s.m. i 280,0 mg/kg s.m. (Rys. 7 a-b). Wysoką zawartość siarki odnotowano również na powierzchniach Niegowonice 4 i Mitręga 5. W glebie z powierzchni Huta 1 wykazano wysoką zawartość tego pierwiastka także w warstwach 10 - 20 i 20 - 30 cm (Rys. 7 a-b).

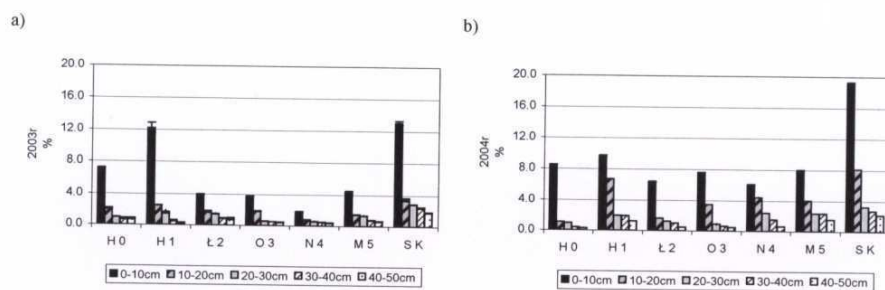
W przypadku zawartości **wapnia** w glebie jego najwyższą zawartość stwierdzono na powierzchni Niegowonice 4 (7 315 mg/kg s.m. w 2003r i 7 596 mg/kg s.m. w 2004r) a najniższą – na powierzchni kontrolnej (1 860 mg/kg s.m. w 2003r i 1 824 mg/kg s.m. w 2004r) (Rys. 8 a-b). Wysoką zawartość tego pierwiastka zanotowano również na powierzchniach Łosień 2, Okradzionów 3 i Niegowonice 4. Największą średnią zawartość wapnia stwierdzono w powierzchniowej warstwie gleby (0 – 10 cm).

Pod względem zawartości **magnezu** we frakcji dostępnej dla organizmów żywych dominuje powierzchnia Łosień 2 (5,8 mg/kg s.m. w 2003r i 6,5 mg/kg s.m. w 2004r), natomiast najmniej dostępnego magnezu występuje w glebie na powierzchniach Okradzionów 3 – 1,5 mg/kg s.m. w 2003r i 1,5 mg/kg s.m. w 2004r oraz Sokolniki K - odpowiednio 1,2 mg/kg s.m. i 1,6 mg/kg s.m. (Rys. 10 a-b). Najwyższą zawartość magnezu we frakcji ogólnej gleby odnotowano na powierzchniach: Mitręga 5 (746,0 mg/kg s.m. w 2003r i 755,0 mg/kg s.m. w 2004r) oraz Sokolniki K (odpowiednio 742,0 mg/kg s.m. i 787,0 mg/kg s.m.) a najniższą – na powierzchniach Huta 0 (428,0 mg/kg s.m. w 2003r i 416,0 mg/kg s.m. w 2004r) oraz Łosień 2 (odpowiednio 427,0 mg/kg s.m. i 430,0 mg/kg s.m.) (Rys. 9 a-b). Zawartość magnezu w tej frakcji wyraźnie wzrastała wraz ze zwiększającą się odległością od emitora. Nie odnotowano takiej zależności w przypadku frakcji dostępnej (Rys. 10 a-b).

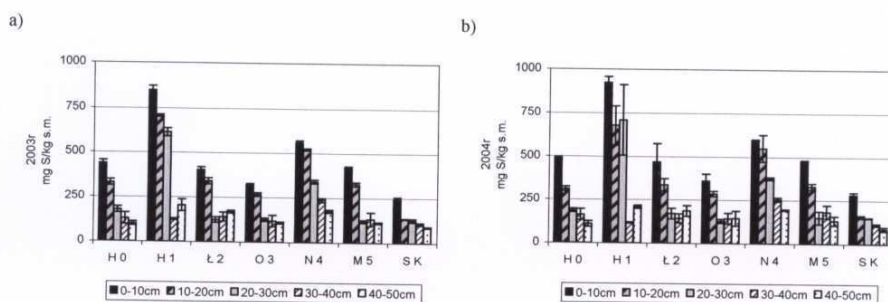
(por. Tab. 19 i 20)



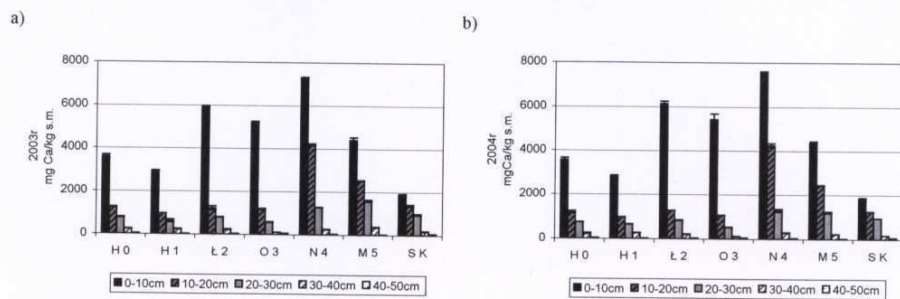
Rys.5. Odczyn pH gleby badanych powierzchni



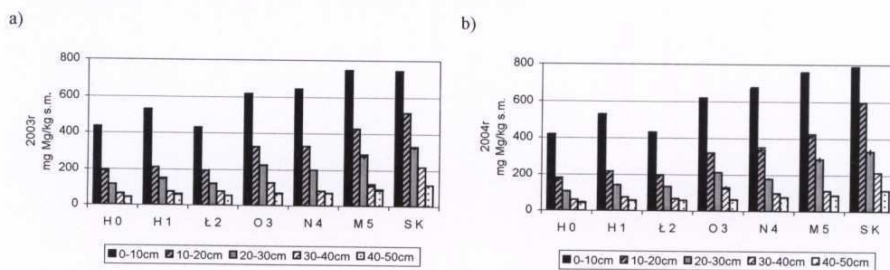
Rys.6. Zawartość substancji organicznej w glebie badanych powierzchni [%]



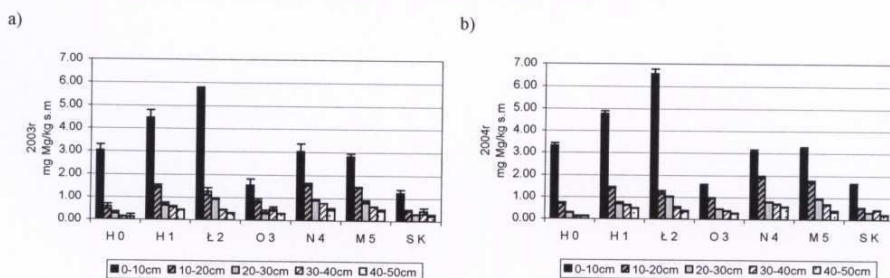
Rys.7. Zawartość siarki w glebie badanych powierzchni [mg/kg s.m.]



Rys. 8. Zawartość wapnia w glebie badanych powierzchni [mg/kg s.m.]



Rys. 9. Zawartość magnezu (frakcja ogólna) w glebie badanych powierzchni [mg/kg s.m.]



Rys. 10. Zawartość magnezu (frakcja dostępna) w glebie badanych powierzchni [mg/kg s.m.]

5.2. Zawartość metali ciężkich w glebie

Średnie zawartości analizowanych metali ciężkich we frakcji ogólnej (O) i frakcji dostępnej dla organizmów żywych (D) w glebie przedstawia tabela IV a-b (Aneks) i rysunki 11 – 22. Na wykresach i w tabeli zaznaczono również wielkość odchylenia standardowego (SD). Zawartość wszystkich objętych badaniami metali ciężkich spada wraz ze wzrostem głębokości gleby.

Maksymalną zawartość **kadm** stwierdzono w powierzchniowej warstwie gleby zarówno we frakcji ogólnej (Rys. 11) jak i dostępnej ogólnej (Rys. 12) na powierzchni Huta 1 – odpowiednio: 11,03 mg/kg s.m. i 0,05 mg/kg s.m. w 2003r oraz 9,51 mg/kg s.m. i 0,05 w 2004r. Wysoką zawartość kadmu odnotowano również na powierzchniach Huta 0, Łosień 2 i Niegowonice 4. Najmniejsze zawartości kadmu znajdowały się w glebie powierzchni kontrolnej - 1,63 mg/kg s.m. w 2003r i 2,21 mg/kg s.m. w 2004r (frakcja ogólna) (Rys. 11a-b) oraz 0,03 mg/kg s.m. w obydwu sezonach badawczych (frakcja dostępna) (Rys. 12 a-b). Zaobserwowano spadek zawartości kadmu w glebie w 2004r w stosunku do poprzedniego sezonu badawczego.

Najwyższą zawartość **ołowiu** (frakcja ogólna) (Rys. 13a-b) w wierzchniej warstwie gleby stwierdzono na powierzchni Huta 1 (251,0 mg/kg s.m. w 2003r i 231,0 mg/kg s.m. w 2004r). Na powierzchniach Łosień 2 i Niegowonice 4 zawartość w pierwszej warstwie gleby (0 - 10 cm) w porównywanych latach była podobna. Najniższą zawartość ołowiu odnotowano na powierzchni Sokolniki K (26,7 mg/kg s.m. w 2003r i 25,5 mg/kg s.m. w 2004r). Najwyższą zawartość tego pierwiastka we frakcji dostępnej zanotowano również na powierzchni Huta 1 – 2,8 mg/kg s.m. w 2003r i 2,9 w 2004r, natomiast najniższą na powierzchni Mitręga 5 0,3 mg/kg s.m. (Rys. 14a-b).

Cynk osiągnął najwyższe stężenie we frakcji ogólnej na powierzchniach badawczych Huta 0 i Huta 1 - odpowiednio 196,0 mg/kg s.m. i 183,0 mg/kg s.m. (2003r) oraz 180,0 mg/kg s.m. i 187,0 mg/kg s.m. (2004r) (Rys. 15a-b). Na powierzchniach Łosień 2, Okradzionów 3 i Niegowonice 4 zawartość tego pierwiastka w glebie była również wysoka. Najniższą zawartość tego metalu odnotowano we wszystkich warstwach gleby na powierzchni kontrolnej Sokolniki K (od 77,0 mg/kg s.m. w 2003r i 69,0 mg/kg s.m. w 2004r w warstwie 0 – 10 cm do 10,2 mg/kg s.m. w 2003r i 11,4 mg/kg s.m. w 2004r w warstwie 40 – 50 cm). We frakcji dostępnej gleby najwyższe stężenie cynku stwierdzono również na powierzchni Huta 1 (1,4 mg/kg s.m. w 2003r i 1,5 mg/kg s.m. w 2004r), a najniższe na powierzchni Sokolniki K - 0,2 mg/kg s.m. (Rys. 16a-b).

Podobnie jak w przypadku cynku, najwyższą zawartość **miedzi** we frakcji ogólnej (Rys. 17a-b) stwierdzono na powierzchni Huta 1 – 15,9 mg/kg s.m. (2003r) i 16,5 mg/kg s.m. (2004r), a najniższą na powierzchni kontrolnej Sokolniki - 4,2 mg/kg s.m. (2003r) i 3,4 mg/kg s.m. (2004r). Na tych samych powierzchniach badawczych odnotowano odpowiednio najwyższe i najniższe zawartości miedzi we frakcji dostępnej: 0,36 mg/kg s.m. w 2003r i 0,40 mg/kg s.m. w 2004r (Huta 1) oraz 0,15 mg/kg s.m. w 2003r i 0,17 mg/kg s.m. w 2004r (Sokolniki K) (Rys. 18a-b). Na podkreślenie zasługuje stosunkowo duży spadek zawartości miedzi w niższych poziomach gleby w stosunku do warstwy 0 - 10 cm, odnotowany na wszystkich powierzchniach za wyjątkiem kontrolnej. Szczególnie widoczne to było w roku 2003 w Okradzionowie 3, Niegowonicach 4 i Mitrędze 5 (Rys. 18a).

Zawartość **żelaza** (frakcja ogólna) (Rys. 19a-b) w górnym poziomie badanych gleb (0 – 10 cm) była zróżnicowana i mieściła się w zakresie od 433,0 mg/kg s.m.(2003r) i 393,0 (2004r) na powierzchni kontrolnej Sokolniki K, do 1 498,0 mg/kg s.m. (2003r) i 1 504,0 mg/kg s.m. (2004r) na powierzchni Łosień 2. Zawartość tego pierwiastka we frakcji dostępnej najwyższą wartość osiągnęła na powierzchni Huta 1 - 15,85 mg/kg s.m. (2003r) i 16,3 mg/kg s.m. (2004r) a najniższą na powierzchni Niegowonice 4 - odpowiednio 6,5 mg/kg s.m. i 6,4 mg/kg s.m. (Rys. 20a-b)

Z badanych gleb najwyższą zawartością **manganu**, zarówno we frakcji ogólnej (Rys. 21a-b) jak i dostępnej (Rys. 22a-b), charakteryzowała się gleba zebrana z powierzchni Huta 1 - odpowiednio 346,0 mg/kg s.m. (2003r), 333,0 mg/kg s.m. (2004r) i 0, 43 mg/kg s.m. (obydwa sezony badawcze). Najniższą zawartość manganu we frakcji dostępnej odnotowano w glebie na powierzchni Okradzionów 3 - 0,19 mg/kg s.m. w obydwu sezonach badawczych (Rys. 22a-b). W przypadku tego pierwiastka na uwagę zasługuje wysoka zawartość manganu dostępnego dla roślin na powierzchni kontrolnej, przy niewielkim zróżnicowaniu zawartości we frakcji ogólnej w porównaniu z innymi powierzchniami.

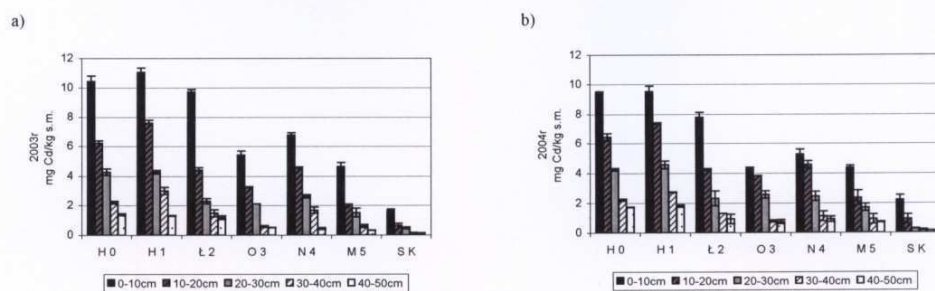
W tabelach Va i Vb (Aneks) i na rysunkach 23 a – g przedstawiono procentowy udział frakcji dostępnej (dla organizmów żywych) analizowanych metali we frakcji ogólnej. Wartość ta w 2003r jest najniższa dla cynku i wynosi 0,09 - 1,02 % (Rys. 23c, Tab. Va) a najwyższa dla ołowiu: 0,35 – 20,0 % (Rys. 23b, Tab. Va). Natomiast w roku 2004r najniższy udział procentowy frakcji dostępnej metali we frakcji ogólnej odnotowano dla manganu: 0,07 - 0,88 % (Rys. 23f, Tab. Vb) a najwyższy ponownie dla ołowiu: 0,50 - 20,46 % (Rys. 23b, Tab. Vb). Dostępność analizowanych metali można przedstawić w postaci szeregów malejących:

$\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Fe} > \text{Pb} > \text{Mg} > \text{Mn} > \text{Zn}$ (2003r)

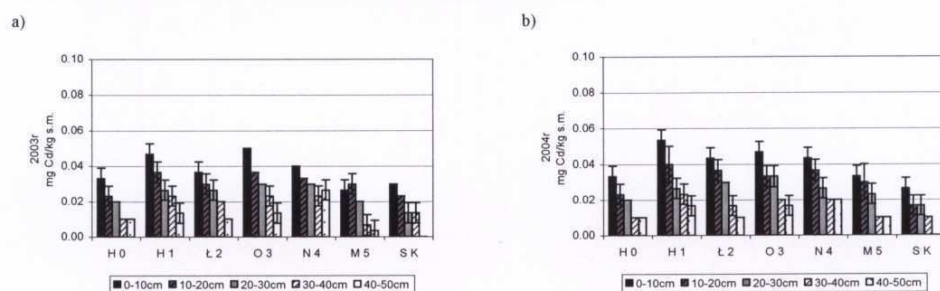
oraz:

$\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Fe} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Mg} > \text{Mn}$ (2004r).

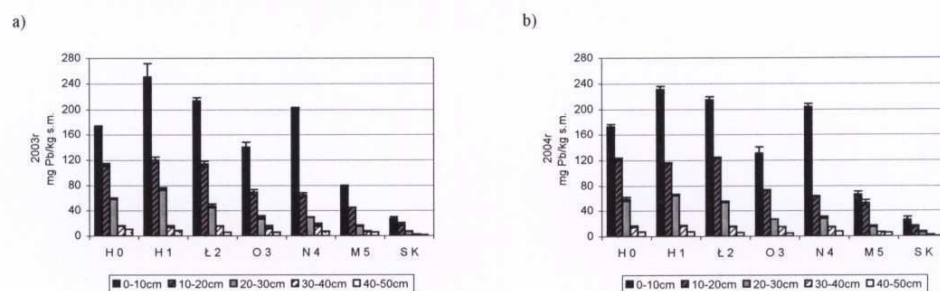
Na wszystkich rysunkach przedstawiających procentowy udział frakcji dostępnej metali we frakcji ogólnej głębokość pobrania próbek oznaczono jako: 10 (0 – 10 cm), 20 (10 – 20 cm), 30 (20 – 30 cm), 40 (30 – 40 cm) i 50 (40 - 50 cm).



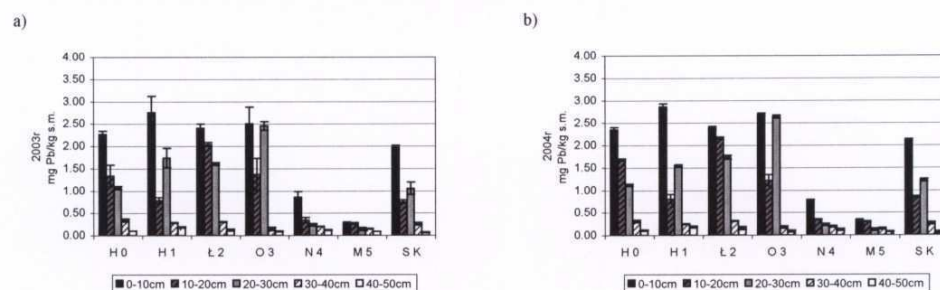
Rys.11. Zawartość kadmu w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



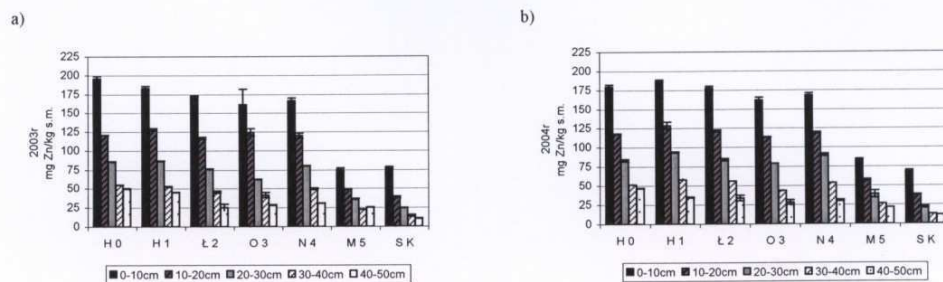
Rys.12. Zawartość kadmu w glebie badanych powierzchni (frakcja dostępna) [mg/kg s.m.]



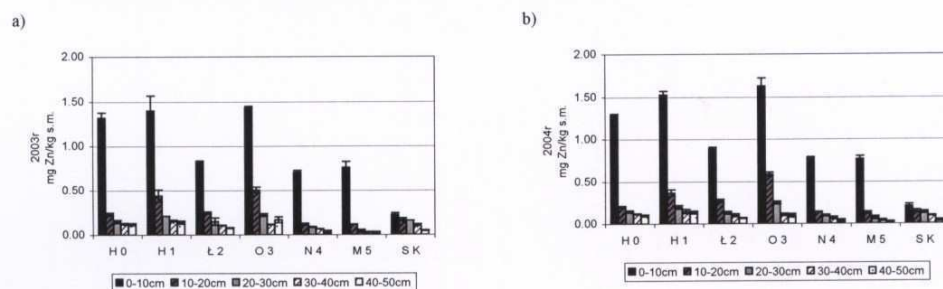
Rys.13. Zawartość ołowiu w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



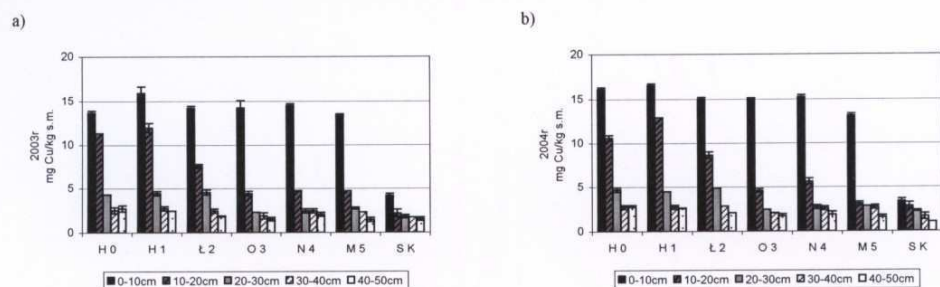
Rys.14. Zawartość ołowiu w glebie badanych powierzchni (frakcja dostępna) [mg/kg s.m.]



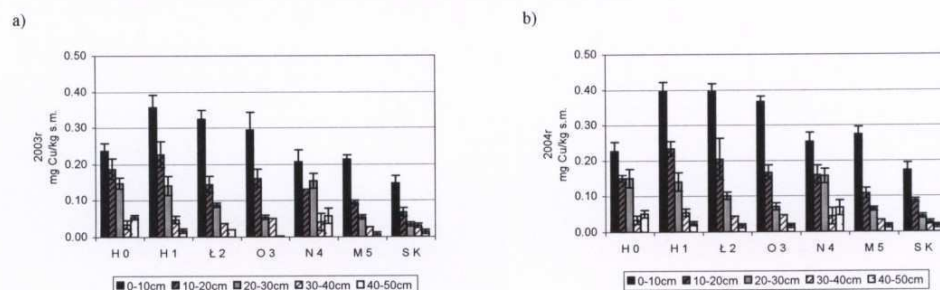
Rys. 15. Zawartość cynku w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



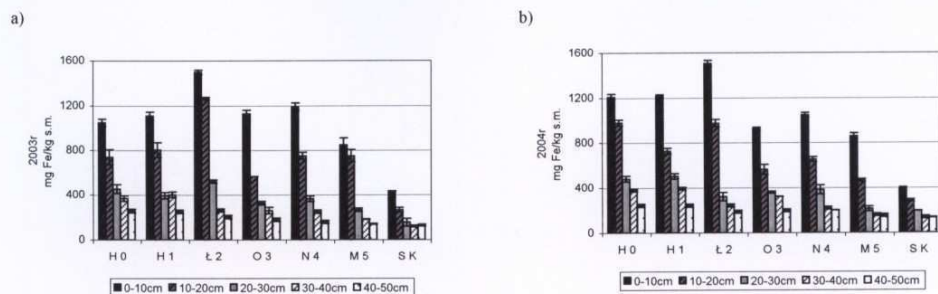
Rys. 16. Zawartość cynku w glebie badanych powierzchni (frakcja dostępna) [mg/kg s.m.]



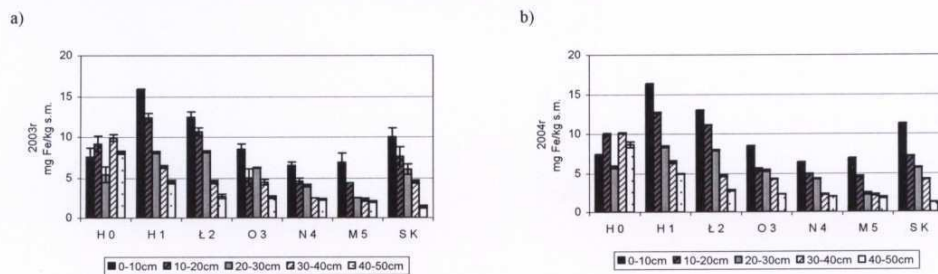
Rys. 17. Zawartość miedzi w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



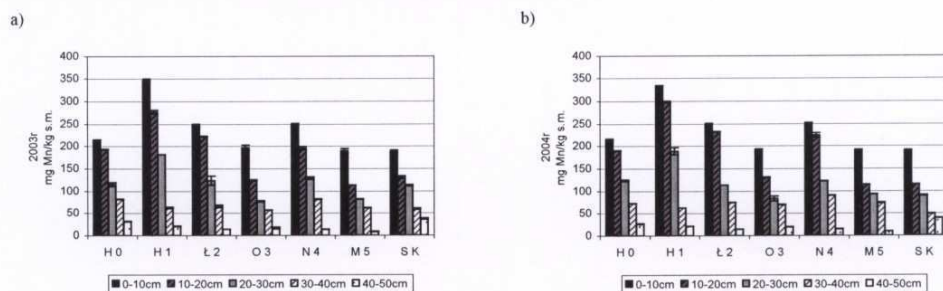
Rys. 18. Zawartość miedzi w glebie badanych powierzchni (frakcja dostępna) [mg/kg s.m.]



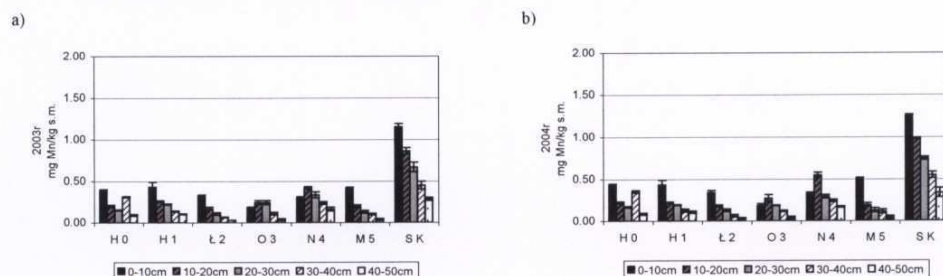
Rys.19. Zawartość żelaza w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



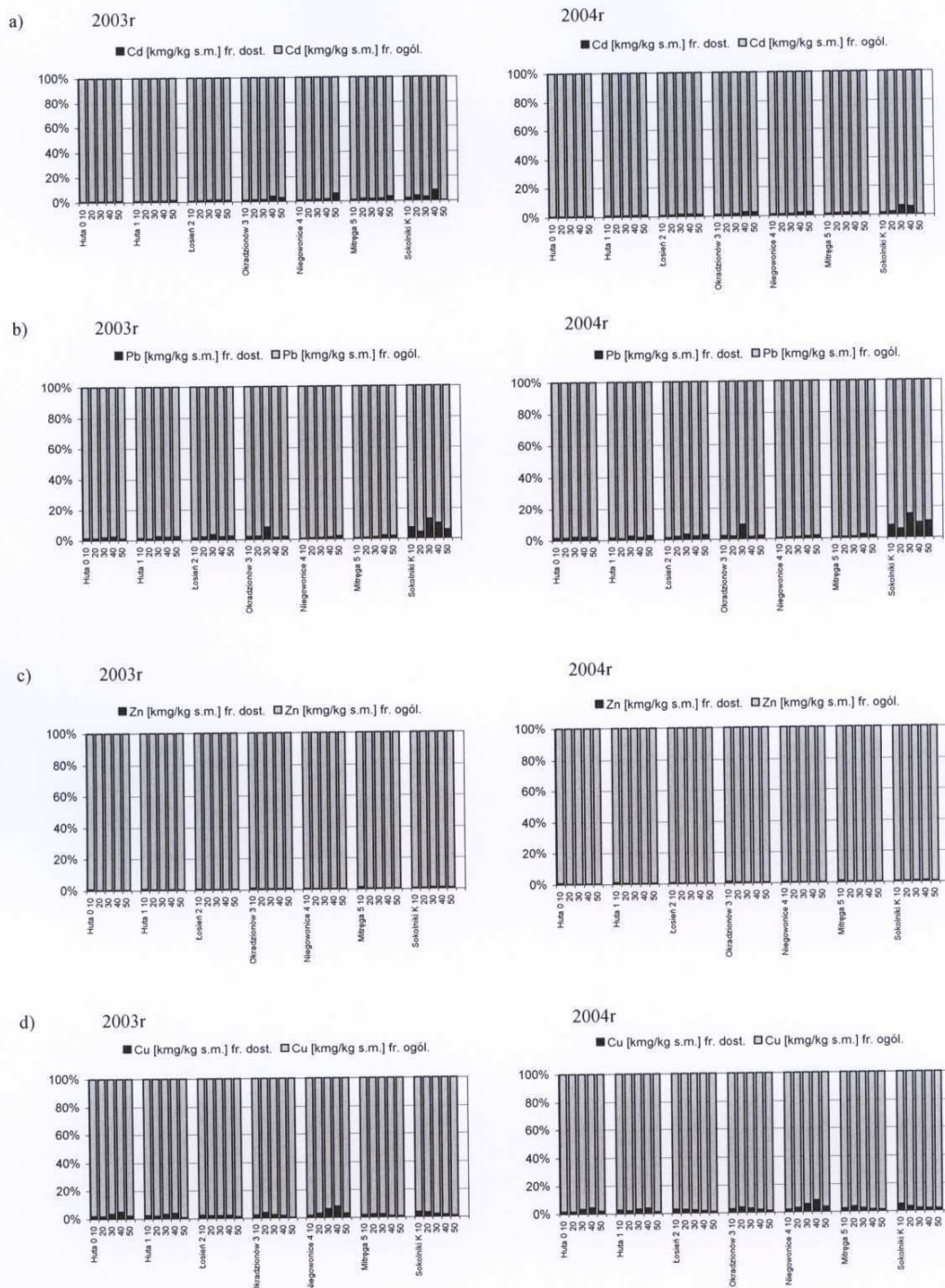
Rys.20. Zawartość żelaza w glebie badanych powierzchni (frakcja dostępna) [mg/kg s.m.]



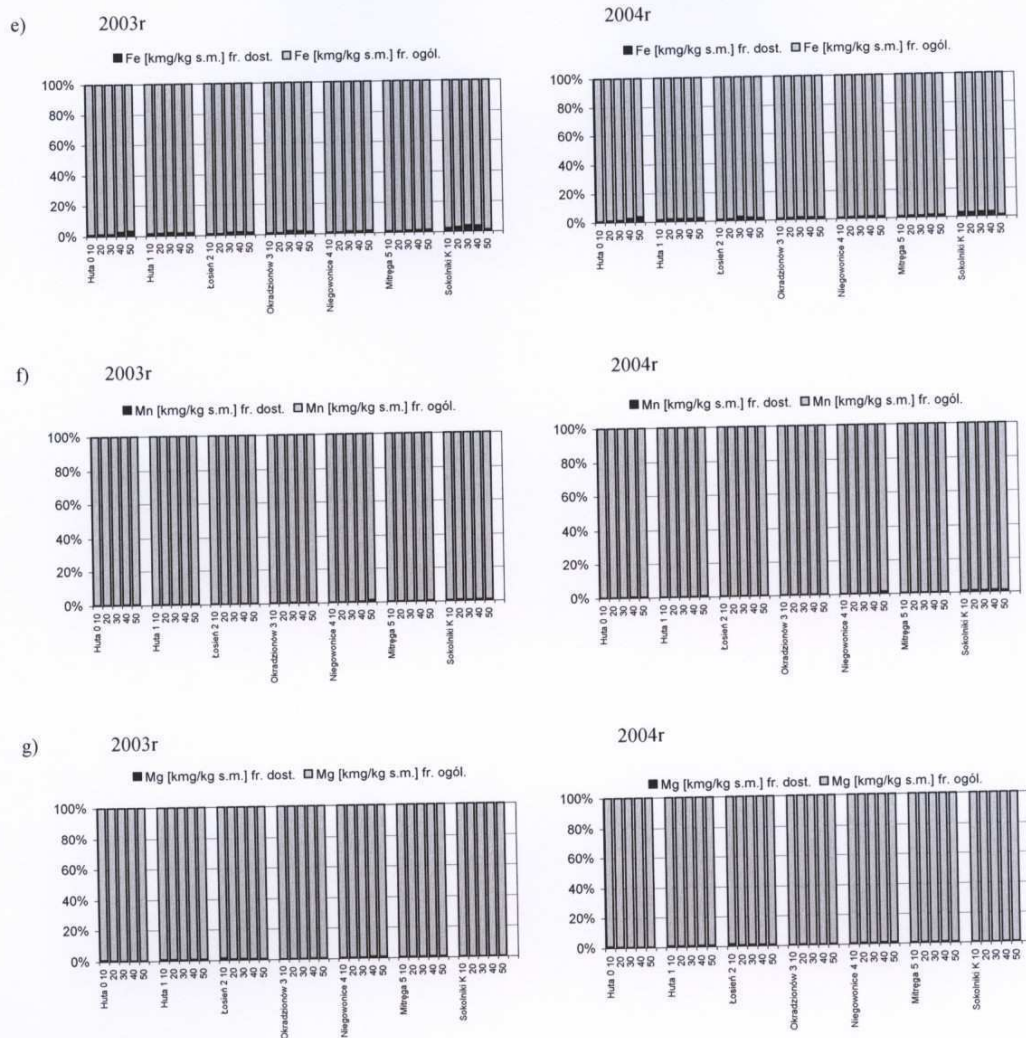
Rys.21. Zawartość manganu w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



Rys.22. Zawartość manganu w glebie badanych powierzchni (frakcja ogólna) [mg/kg s.m.]



Rys. 23. Procentowa zawartość metali frakcji dostępnej we frakcji ogólnej (100%) w glebie badanych powierzchni



Rys. 23. Procentowa zawartość metali frakcji dostępnej we frakcji ogólnej (100%) w glebie badanych powierzchni. c.d.

5.3. Zawartość metali w roślinach zielnych i szpilkach *P. sylvestris*

Szczegółowe wyniki zawartości badanych pierwiastków w roślinach pochodzących z powierzchni wyznaczonych do badań zamieszczono w Aneksie w tabelach: VI-XI. Na wykresach i w tabelach zaznaczono również wielkość odchylenia standardowego (SD).

Zawartość **kadm** w badanych częściach wybranych gatunków roślin mieściła się w zakresie od 0,18 mg/kg s.m. do 7,51 mg/kg s.m. (Rys. 24 a - h). W szpilkach *P. sylvestris* bieżącego rocznika zawartość badanego metalu wahała się w granicach 0,24 mg/kg s.m. - 0,36 mg/kg s.m. w 2003r (Rys. 24a) i 0,35 mg/kg s.m. - 0,75 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 24b). Natomiast w szpilkach dwuletnich zawartość kadmu wynosiła 0,22 mg/kg s.m. - 0,32 mg/kg s.m. w 2003r (Rys. 24a) i 0,30 - 0,68 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 24b). Największą zawartość zaobserwowano w szpilkach pochodzących z powierzchni Niegowonice 4 dla obydwu roczników szpilek i obydwu sezonów badawczych, natomiast wartości najniższe odnotowano w materiale z Okradzionowa 3 i Mitręgi 5. (Rys. 24 a-b)

W roślinach zielnych najniższą zawartość kadmu stwierdzono w liściach i łodygach *V. myrtillus* i *V. vitis-idaea* na powierzchniach Mitręga 5 i Sokolniki K, a nieco wyższą w materiale pochodzącym z pozostałych powierzchni (Rys. 24c-f). Gatunkiem charakteryzującym się podwyższoną, często nawet dziesięciokrotnie, zawartością kadmu w stosunku do pozostałych była *F. vesca*, w której tkankach odnotowano do 7,51 mg/kg s.m. (ogonki liściowe, 2004r, powierzchnia Łosień 2) (Rys. 24g-h).

Porównując zawartość kadmu we wszystkich roślinach w pierwszym i drugim roku badań w większości przypadków odnotowano wzrost w 2004r (Rys. 24a-h).

Zawartość **ołowiu** w roślinach przedstawiono na rysunkach 25 a - h oraz w tabeli VII (Aneks).

Jednoroczne szpilki *P. sylvestris* zawierały w 2003r od 2,3 do 9,2 mg/kg s.m. (Rys. 25a) i od 1,3 do 8,3 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 25b). Natomiast dwuletnie odpowiednio w 2003 roku od 5,0 do 17,4 mg/kg s.m. (Rys. 25a) i 1,6 do 11,3 mg/kg s.m. w 2004 roku (Rys. 25b).

Największe ilości ołowiu odnotowano w szpilkach pochodzących z Niegowonic 4 i Huty 0, a najmniejsze w szpilkach z powierzchni kontrolnej (Rys. 25a-b).

W badanych roślinach zielnych zawartość ołowiu kształtowała się w granicach od 0,7 mg/kg s.m. w liściach *V. vitis-idaea* (Rys. 25f) pochodzących z Sokolnik K do 26,7 mg/kg s.m. w ogonkach liściowych *F. vesca* z powierzchni Huta 1 (Rys. 25g). Gatunek ten charakteryzował się wysoką zawartością ołowiu na wszystkich badanych powierzchniach w porównaniu z pozostałymi gatunkami runa. Najniższe zawartości ołowiu odnotowano w

większości przypadków w materiale roślinnym pochodzącym z powierzchni kontrolnej (Rys.25 a-h). Porównując zawartość ołowiu w pierwszym i drugim roku badań, w przeciwieństwie do kadmu, wielokrotnie zaobserwowano spadek wielkość stężenia w 2004r (Rys.25 a-g).

Zawartość **cynku** w materiale roślinnym pochodzącym z badanych powierzchni przedstawiają tabela VIII (Aneks) oraz rysunki 26 a - h. Porównując zawartość tego pierwiastka w szpilkach sosny, zaobserwowano większe ilości w starszym roczniku – od 25,4 mg/kg s.m. (2003r) i 8,5 mg/kg s.m. (2004r) do 171 mg/kg s.m. (2003r) i 82,0 (2004r) (Rys.26 a-b). Szpilki pochodzące z rocznika młodszego zawierały od 21,0 mg/kg s.m. (2003r) i 10,0 mg/kg s.m. (2004r) do 112,0 mg/kg s.m. (2003r) i 65,0 mg/kg s.m. (2004r) (Rys. 26 a-b).

W badanych roślinach zielnych zawartość cynku kształtowała się w granicach od 3,3 mg/kg s.m. w liściach borówki czarnej (Rys. 26 c-d) do 229,0 mg/kg s.m. w ogonkach liściowych poziomki pospolitej (Rys. 26 g-h). Ten ostatni gatunek charakteryzował się wysoką zawartością cynku na większości powierzchni badawczych z wyjątkiem kontrolnej, na której w całym materiale roślinnym zawartości cynku przyjmowały wartości najniższe.

Porównując zawartość tego pierwiastka w pierwszym i drugim roku badań można stwierdzić, że dla większości analizowanych gatunków zmiany te są niewielkie.

W Aneksie w tabeli IX oraz na rys. 27 a - h przedstawiono zawartość **miedzi** w materiale roślinnym pochodzącym z powierzchni badawczych. Odwrotnie, niż w przypadku cynku, zawartość miedzi w szpilkach *P. sylvestris* starszego rocznika była niższa niż w szpilkach zbieranych w bieżącym roku badań, na wszystkich powierzchniach z wyjątkiem Okradzionowa 3 (Rys. 27 a-b). Jednoroczne igły sosny zawierały od 2,7 mg/kg s.m. (2003r) i 3,0 mg/kg s.m.(2004r) do 4,4 mg/kg s.m. (2003r) i 4,5 mg/kg s.m. (2004r) (Rys. 27 a-b). Natomiast dwuletnie odpowiednio od 1,7 mg/kg s.m. i 2,5 mg/kg s.m. do 7,8 mg/kg s.m. i 4,5 mg/kg s.m. (Rys. 27 a-b). Najniższe wartości odnotowano w materiale pochodzącym z powierzchni Sokolniki K, a najwyższe z powierzchni Huta 0 i Huta 1(Rys. 27 a-b).

W roślinach runa badanych gatunków zawartość miedzi kształtowała się w granicach od 2,5 mg/kg s.m. w liściach i 2,0 mg/kg s.m. w łodygach *V. myrtillus* na powierzchni kontrolnej w 2003r (Rys. 27 c) do 9,5 mg/kg s.m. w liściach i 18,0 mg/kg s.m. w ogonkach liściowych *F. vesca* na powierzchniach Huta 0 i Huta 1 (Rys. 27 g-h). Podobnie jak w przypadku cynku, poziomka charakteryzowała się wyższą zawartością miedzi w porównaniu z gatunkami borówek (Rys. 27 c-h). W całym materiale roślinnym

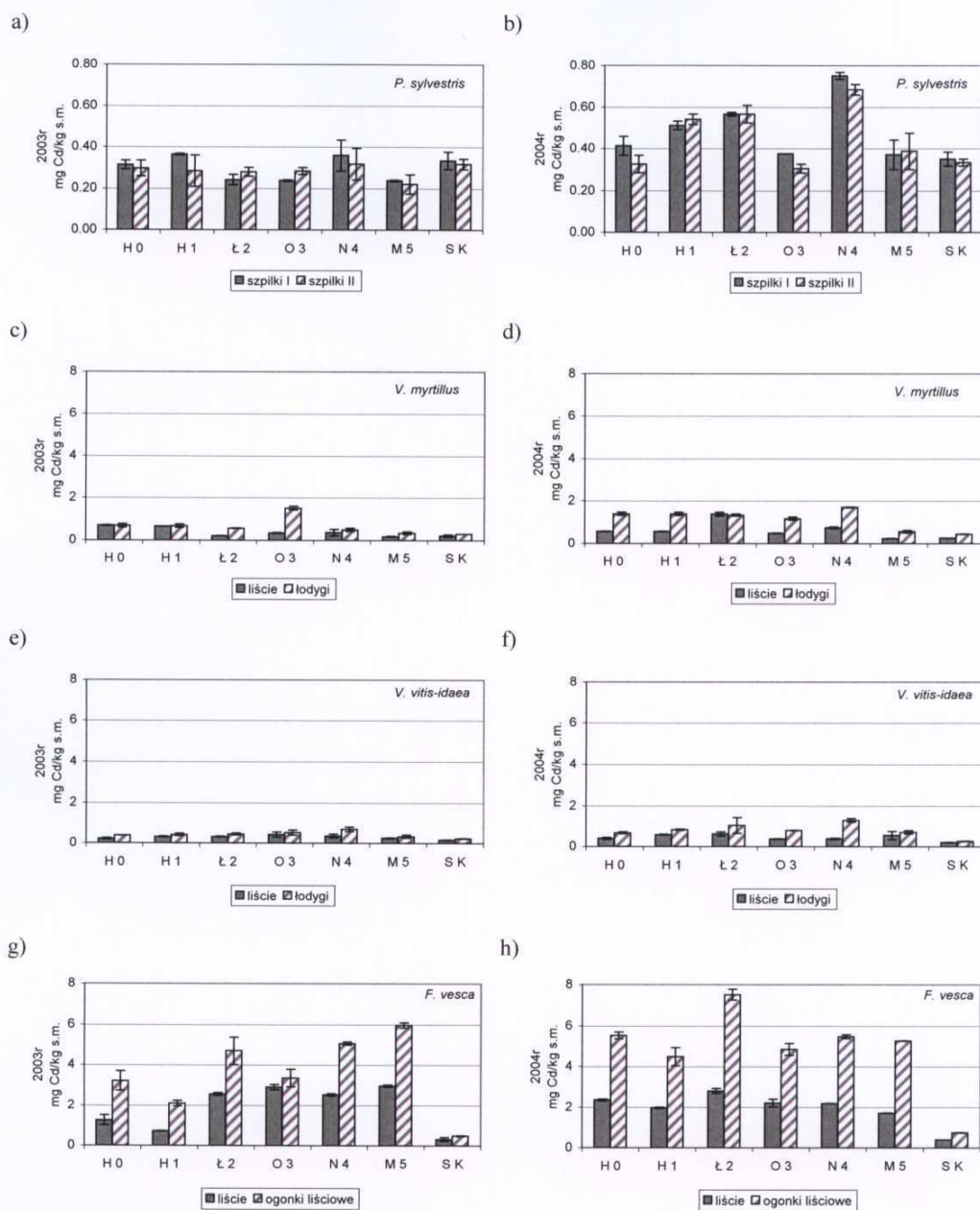
najniższe zawartości miedzi odnotowano na powierzchni kontrolnej (Rys. 27 a-h). W przeciwieństwie do wcześniej omówionych pierwiastków, porównując zawartość miedzi w kolejnych sezonach badawczych w przypadku większości analizowanych gatunków zmiany te są niewielkie.

Zawartość **żelaza** w materiale roślinnym pochodzącym z badanych powierzchni przedstawia tabela X (Aneks) oraz rysunki 28 a - h. Podobnie jak w przypadku cynku, zawartość żelaza była zdecydowanie wyższa w starszym roczniku szpilek *P. sylvestris* na wszystkich powierzchniach badawczych i mieściła się w granicach od 94,0 mg/kg s.m. w 2003r i 47,0 mg/kg s.m. w 2004r do 237,0 mg/kg s.m. w 2003r i 143,0 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 28 a-b). Natomiast zawartość tego pierwiastka w szpilkach pochodzących w bieżącego sezonu badawczego wahała się w granicach od 51,0 mg/kg s.m. (2003r) i 33,0 mg/kg s.m. (2004r) do 152,0 mg/kg s.m. w 2003r i 105,0 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 28 a-b).

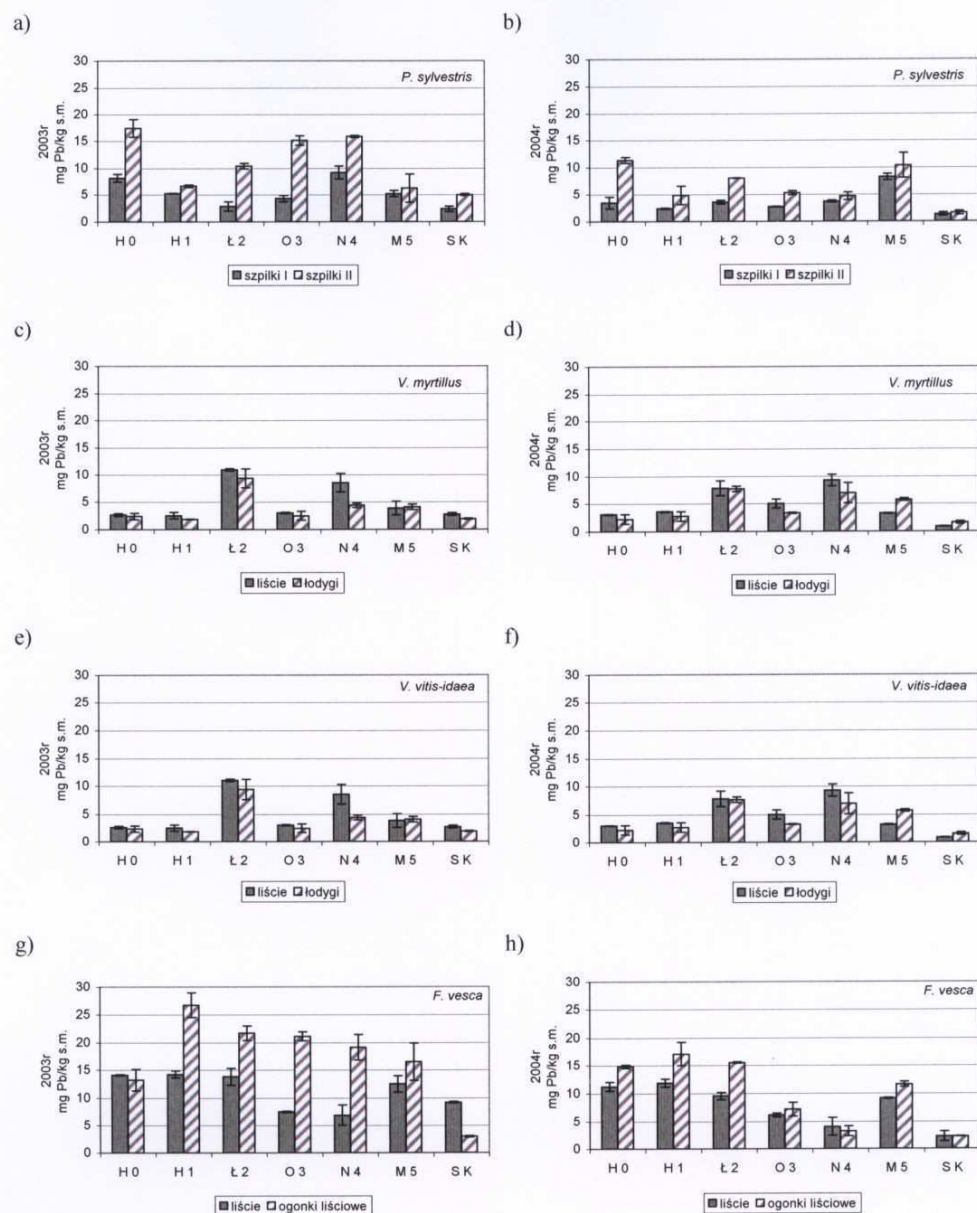
Wśród roślin runa najniższe zawartości żelaza odnotowano w materiale pochodzącym z powierzchni Sokolniki K i Mitrega 5 (Rys. 28 c-h). W przypadku tego pierwiastka wszystkie gatunki zielne cechowały się podobnym stężeniem w swoich tkankach. Natomiast dla wszystkich badanych taksonów zaobserwowano spadek zawartości żelaza w drugim roku badań (Rys. 28 d, f, h).

Zawartość **manganu** w roślinach przedstawiono na rysunkach 29 a - h oraz w tabeli XI (Aneks). Jednoroczne szpilki *P. sylvestris* zawierały od 12,8 mg Mn/kg s.m. w 2003r i 8,2 mg Mn/kg s.m. w 2004r do 79,0 mg Mn/kg s.m. w 2003r i 53,0 mg Mn/kg s.m. w 2004r (Rys. 29a-b), natomiast szpilki dwuletnie od 13,0 mg Mn/kg s.m. (2003r) i 5,0 mg Mn/kg s.m. (2004r) do 105,0 mg Mn/kg s.m. w 2003r i 48,0 mg Mn/kg s.m. w 2004r (Rys. 29 a-b). Nie jest jednak regułą wyższa zawartość manganu w kolejnych rocznikach igieł. W przypadku sosny zaobserwowano spadek zawartości manganu w kolejnych sezonach badawczych (Rys. 29 b).

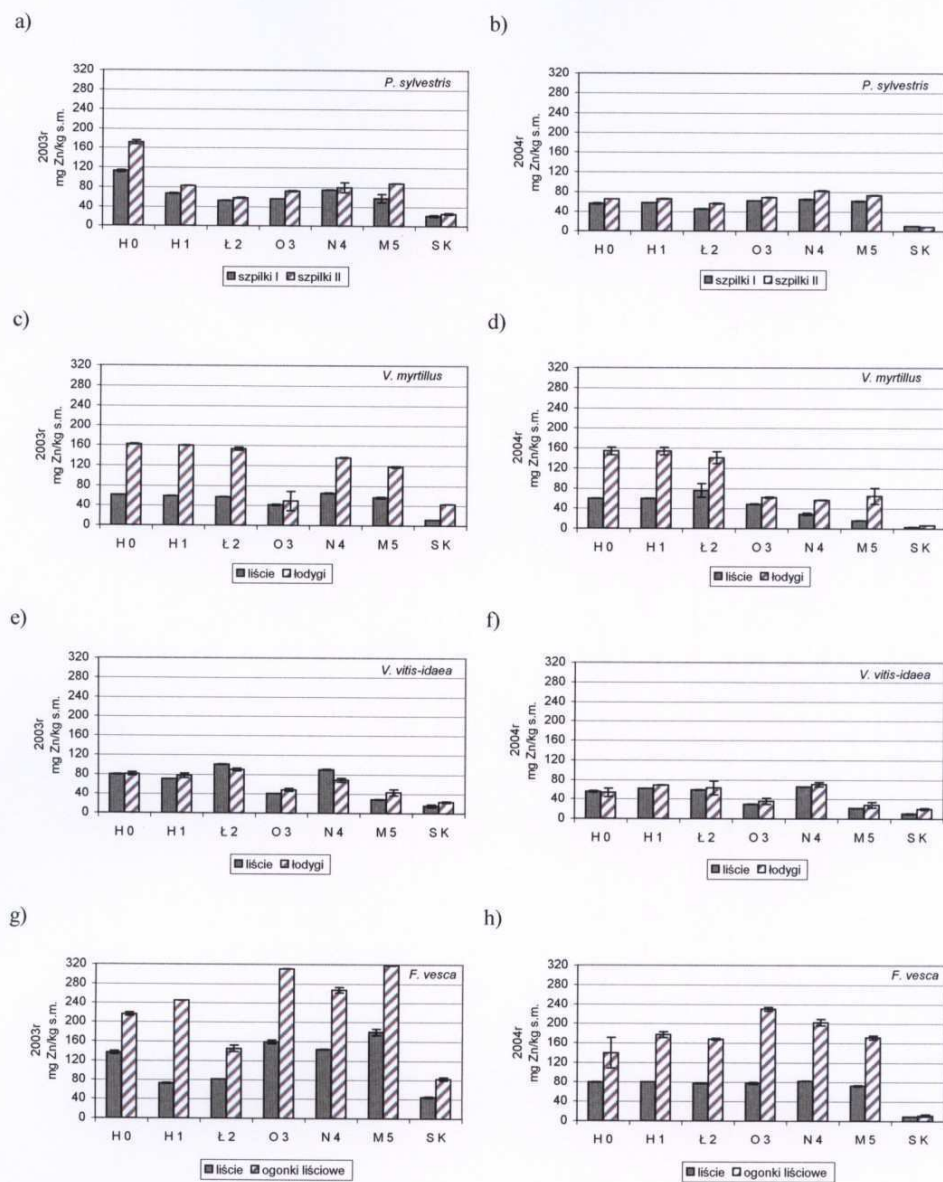
W roślinach zielnych badanych gatunków zielnych niższe zawartości manganu zanotowano w liściach i ogonkach liściowych poziomki pospolitej (Rys. 29 g-h) a wyższe dla obydwu badanych gatunków borówek (Rys. 29 c-f). Porównując zawartość manganu w pierwszym i drugim roku badań dla wszystkich badanych roślin runa obserwuje się, podobnie jak dla sosny, spadek zawartości w drugim roku badań (Rys. 29 d, f, h). Należy zwrócić uwagę, że najwyższe zawartości manganu w obydwu sezonach badawczych, odnotowano w materiale pochodzącym głównie z powierzchni kontrolnej (Rys. 29 a-h).



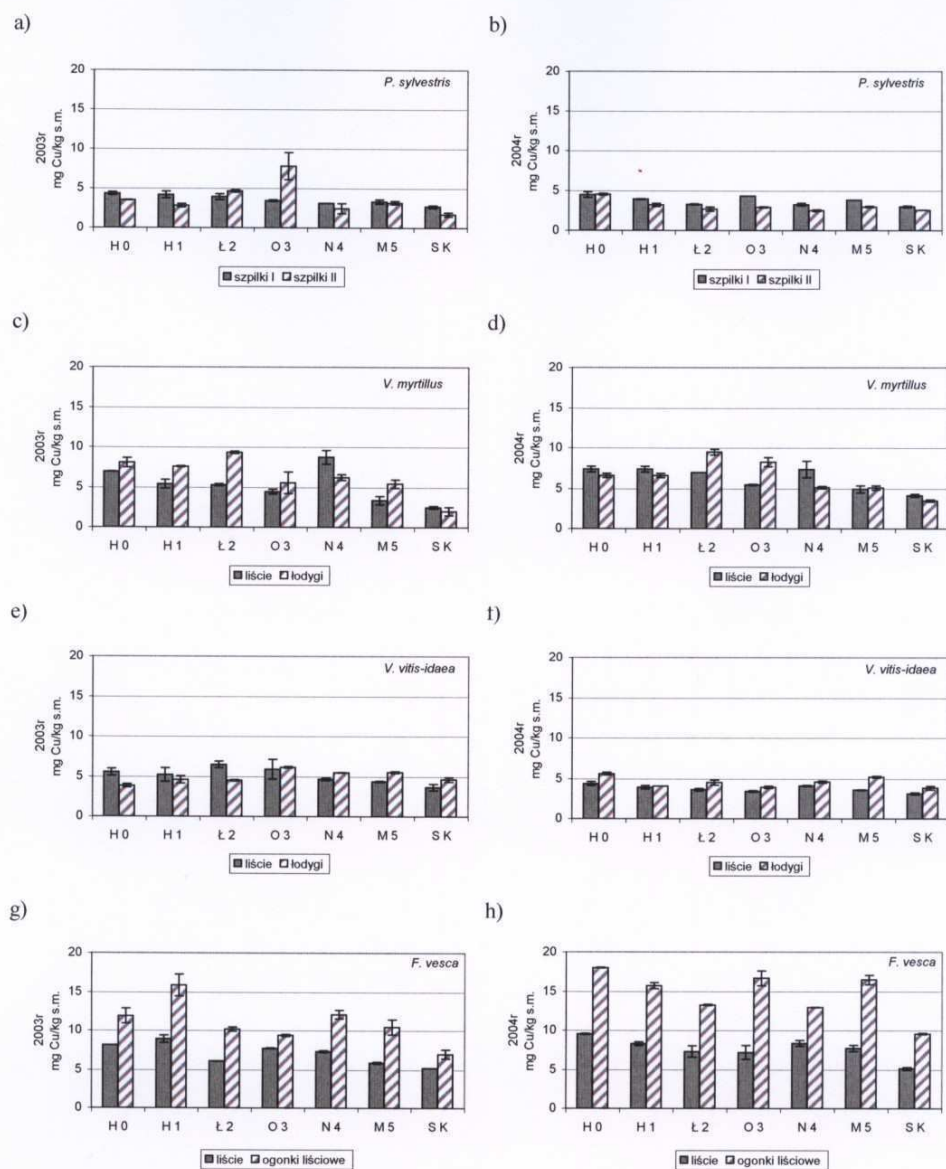
Rys. 24. Zawartość kadmu w roślinach [mg/kg s.m.]



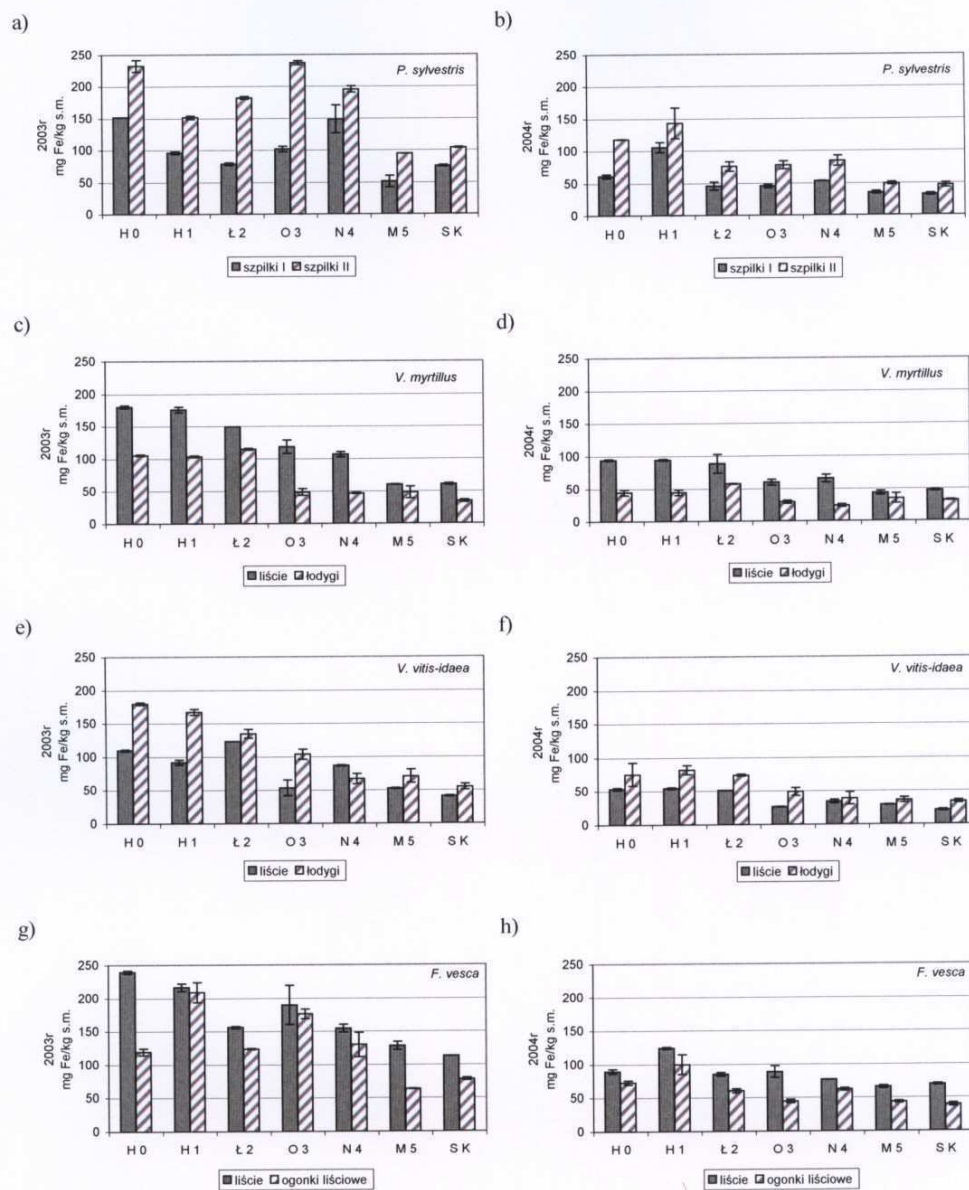
Rys. 25. Zawartość ołowiu w roślinach [mg/kg s.m.]



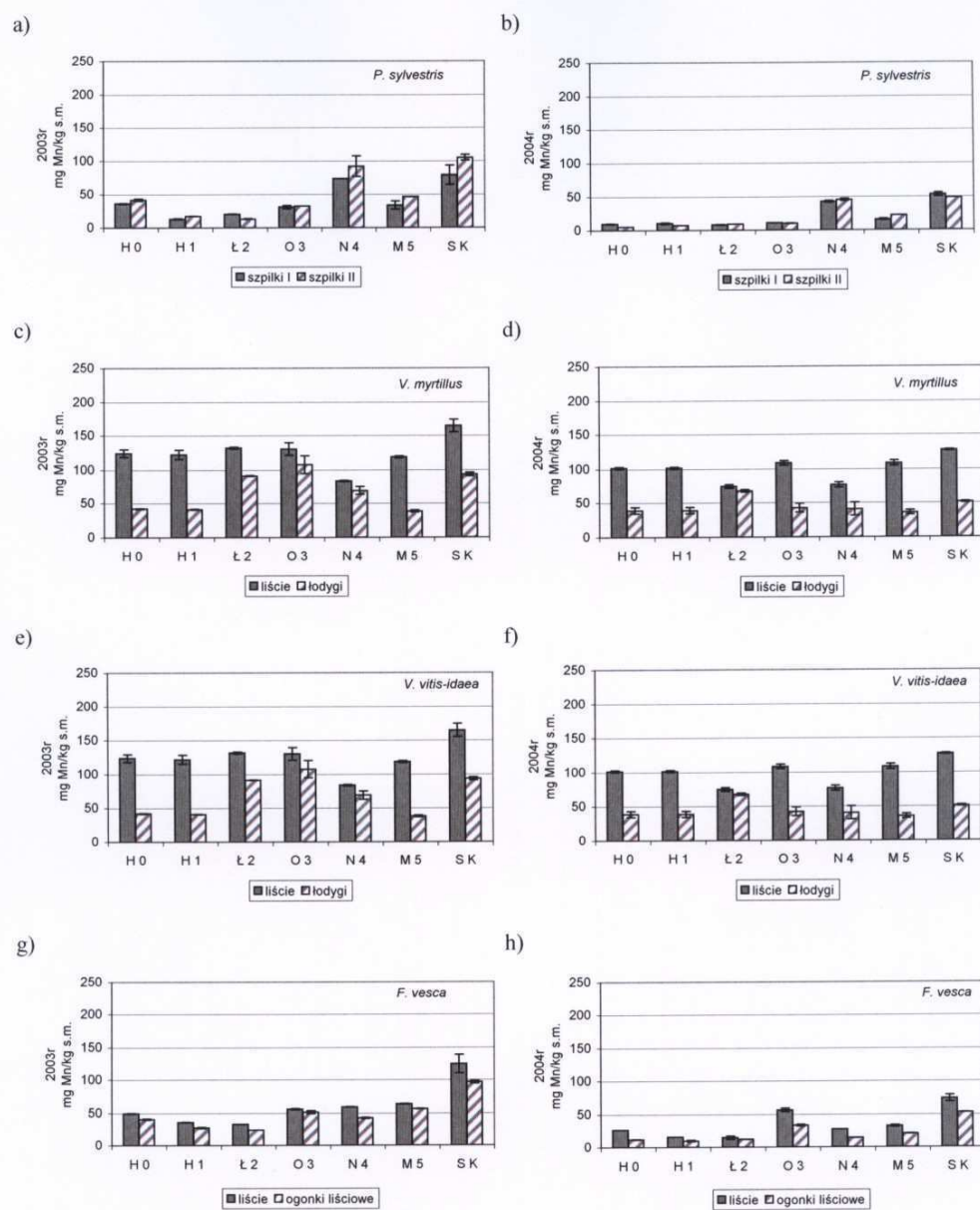
Rys. 26. Zawartość cynku w roślinach [mg/kg s.m.]



Rys. 27. Zawartość miedzi w roślinach [mg/kg s.m.]



Rys. 28. Zawartość żelaza w roślinach [mg/kg s.m.]



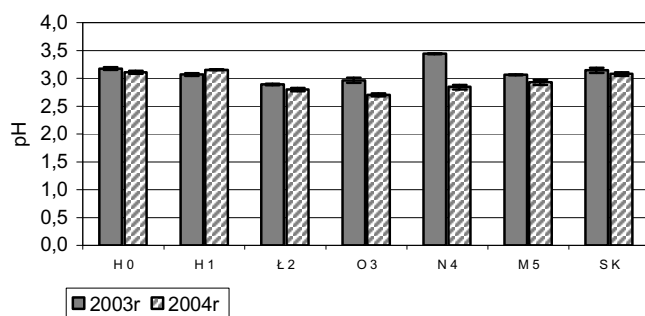
Rys. 29. Zawartość manganu w roślinach [mg/kg s.m.]

5.4. Analiza chemiczna kory *P. sylvestris*

Szczegółowe wartości pH zawartość badanych pierwiastków w korze *P. sylvestris* oraz wartości odchylenia standardowego (SD) zamieszczono w Aneksie w tabeli XII.

Odczyn kory *P. sylvestris* mieścił się w granicach od 2,9 w 2003r na powierzchni Łosień 2 i 2,7 w 2004r na powierzchni Okradzionów 3 do 3,4 w 2003r na powierzchni Niegowonice 4 i 3,1 w 2004r na powierzchni Huta 1. (Rys.30).

Porównując odczyn kory w kolejnych sezonach badawczych, na większości powierzchni (z wyjątkiem Huta 1) wartość ta nieznacznie się obniżyła. Nie zaobserwowano spadku wartości pH wraz ze zwiększającą się odległością od głównego emitora zanieczyszczeń.



Rys. 30. Wartość pH kory *P. sylvestris*

W przypadku zawartości **wapnia** w korze (tab. XII Aneksu i rys. 31a). jego najwyższą zawartość stwierdzono w materiale pochodzącym z Huta 1 w 2003r – 11 810 mg/kg s.m. i z powierzchni Huta 0 w 2004r – 5 733 mg/kg s.m. a najniższą w materiale z powierzchni Okradzionów 3 w 2003r - 6 886 mg/kg s.m. i z powierzchni Niegowonice 4 w 2004r - 2 082 mg/kg s.m (Rys. 31a). Porównując zawartość wapnia w pierwszym i drugim roku badań na wszystkich powierzchniach badawczych obserwuje się znaczny spadek stężenia w korze w drugim roku badań.

Podobną zależność spadku zawartości w korze w drugim sezonie badawczym zanotowano dla **magnezu** na wszystkich powierzchniach, przy czym na powierzchni kontrolnej obniżenie zawartości magnezu było nieznaczne w porównaniu z pozostałymi powierzchniami (tab. XII Aneksu i rys. 31b). Najwyższą zawartość tego pierwiastka zanotowano w materiale pochodzącym z powierzchni Huta 1 w obydwu sezonach badawczych, odpowiednio 177,0 mg/kg s.m. i 123,0 mg/kg s.m. Najniższą zawartość

stwierdzono w materiale z powierzchni Sokolniki K również w obydwu sezonach badawczych - 40,0 mg/kg s.m. i 38,0 mg/kg s.m (Rys. 31b).

Zawartość **kadm** w korze sosny zwyczajnej jest zróżnicowana i zależy od miejsca zbioru (por. tab. XII Aneksu oraz rys. 31 c). Najwyższe wartości zanotowano dla materiału zebranego w Okradzionowie 3 zarówno w 2003r, jak i w 2004r, odpowiednio 2,22 mg/kg s.m. i 2,48 mg/kg s.m. a najniższe dla materiału z powierzchni kontrolnej: 0,50 mg/kg s.m. i 0,44 mg/kg s.m (Rys. 31c). Na powierzchniach w bezpośrednim sąsiedztwie emitora zaobserwowano wzrost zawartości kadmu w korze w kolejnych latach badań, natomiast na powierzchniach Mitrega 5 i Sokolniki K odnotowano spadek zawartości kadmu w drugim roku badań.

Znaczne zróżnicowanie zawartości **ołowiu** w korze *P. sylvestris* zależne było, podobnie jak w przypadku kadmu, od terenu zbioru (tab. XII Aneksu oraz rys. 31d). Najwyższą zawartość zanotowano w korze z powierzchni Huta 0 i Huta 1, odpowiednio 145,0 mg Pb/kg s.m. (2003r) i 125,0 mg Pb/kg s.m. (2004r) oraz 164,0 mg Pb/kg s.m. i 197,0 mg Pb/kg s.m. (2004r). Najniższą zawartość ołowiu zaobserwowano w materiale pochodzącym z powierzchni kontrolnej w obydwu sezonach badawczych: 11,4 mg/kg s.m. i 7,7 mg/kg s.m (Rys. 31d). Nie stwierdzono jednoznacznego kierunku zmian zawartości tego pierwiastka w korze w kolejnych latach prowadzonych badań.

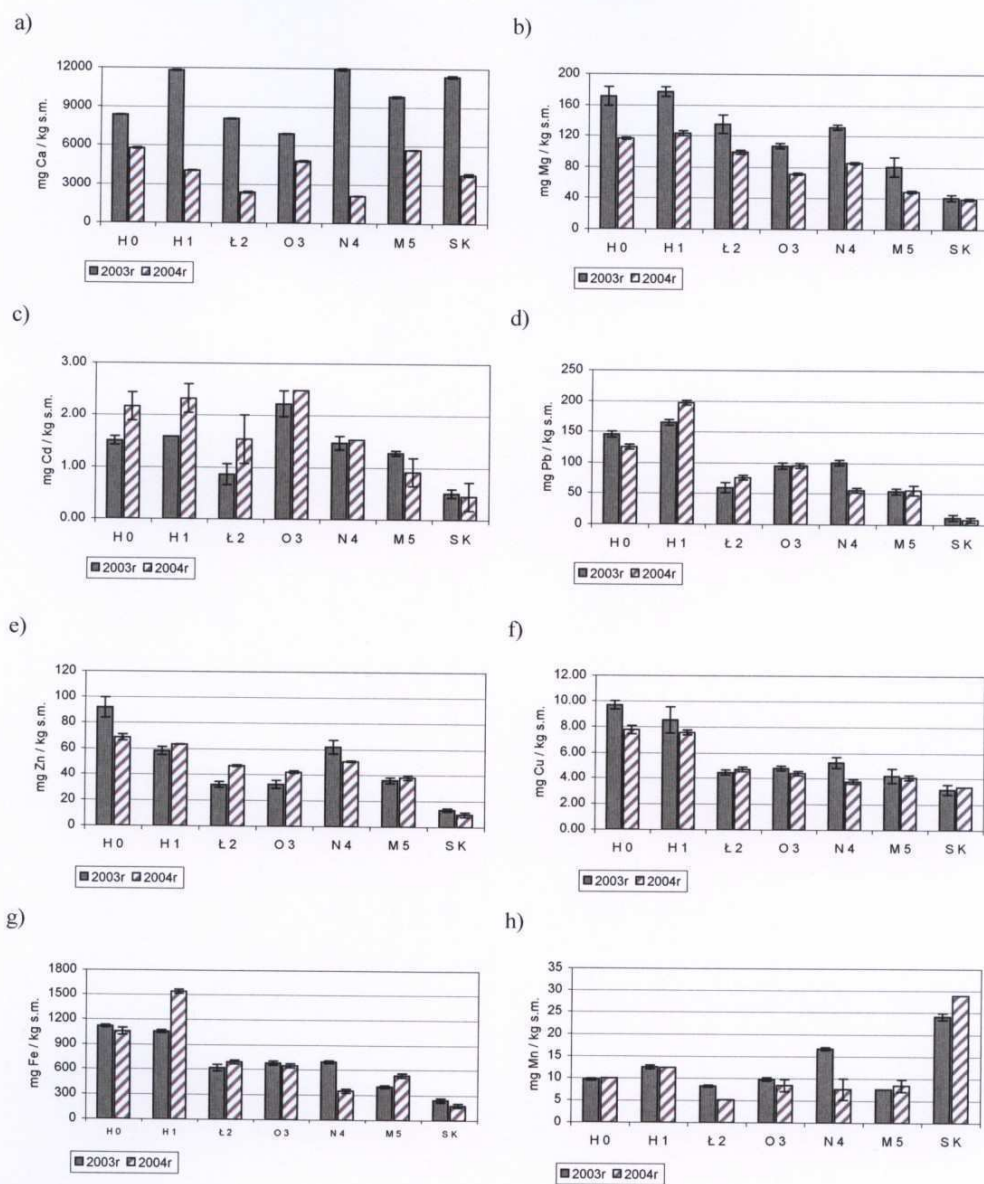
W korze *P. sylvestris*, tak jak w przypadku kadmu i ołowiu, zróżnicowanie w zawartości **cynku** zależy od miejsca zbioru i można zaobserwować spadek zawartości tego pierwiastka wraz ze zwiększającą się odległością od emitora. Zawartość cynku w korze sosny przedstawiają tabela XII (Aneks) oraz rys. 31 e. Mieściła się ona w granicach od 13,1 mg/kg s.m. w 2003r i 9,6 mg/kg s.m. w 2004 w materiale z powierzchni kontrolnej do 91,5 mg/kg s.m. w 2003r i 68,4 mg/kg s.m. w 2004r w materiale zebranym na powierzchni Huta 0 (Rys. 31e). Również w przypadku tego pierwiastka nie stwierdzono jednoznacznego kierunku zmian zawartości w korze w kolejnych latach prowadzonych badań.

Zawartość **miedzi** w korze sosny zwyczajnej (tab. XII Aneksu oraz rys. 31f) mieściła się w przedziale od 3,1 mg/kg s.m. (2003r) i 3,3 (2004r) do 9,7 mg/kg s.m. (2003r) i 7,7 mg/kg s.m. (2004r). Najniższą zawartość zanotowano dla materiału pochodzącego z powierzchni Sokolniki K, a najwyższą dla materiału z powierzchni Huta 0 i Huta 1 (Rys. 31f). Ponownie nie stwierdzono jednoznacznych zmian w kolejnych latach prowadzonych badań.

W przypadku **żelaza**, zawartość była zdecydowanie zależna od miejsca zbioru kory i malała wraz ze zwiększającą się odległością od emitora (tab. XII Aneksu oraz rys. 31g).

Jednak ponownie nie odnotowano jednoznacznego kierunku zmian zawartości tego pierwiastka w korze w kolejnych latach prowadzonych badań. Najwyższą zawartość żelaza w korze stwierdzono w materiale z powierzchni Huta 0 i Huta 1, odpowiednio 1 116 mg/kg s.m. w 2003r i 1 054 mg/kg s.m. w 2004 oraz 1 055 mg/kg s.m. w 2003r i 1 536 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 31g). Natomiast najniższą zawartością cechował się materiał z powierzchni kontrolnej - 240,0 mg/kg s.m. w 2003r i 176,0 mg/kg s.m. w 2004r (Rys. 31g).

Zawartość **manganu** w korze *P. sylvestris* mieściła się w granicach od 7,6 mg/kg s.m. (2003r) na powierzchni Mitręga 5 i 5,2 mg/kg s.m. (2004r) na powierzchni Łosień 2 oraz do 24,1 mg/kg s.m. (2003r) i 28,8 mg/kg s.m. (2004r) na powierzchni kontrolnej (por. tab. XII Aneksu oraz rys. 31h). W przypadku tego pierwiastka nie zaobserwowano jednoznacznego kierunku zmian zawartości w korze w poszczególnych latach prowadzonych badań, jak również nie znaleziono zależności dla miejsca zbioru i odległości od emitora.

Rys. 31. Zawartość badanych pierwiastków w korze *P. sylvestris* [mg/kg s.m.]

5.5. Zawartość metali w drewnie *P. sylvestris*

Wyniki analiz drewna sosny zwyczajnej obrazują rysunki 32-37, na których zestawiono wykresy zawartości sześciu analizowanych metali w pierścieniach przyrostów rocznych dla kolejnych pięciolatek. Średnie zawartości poszczególnych pierwiastków zamieszczono w tabeli 2 poniżej, a szczegółowe dane zawarto w tabeli XIII Aneksu. Mimo, iż drzewostany różniły się wiekiem, do analiz wybrano identyczne przedziały czasowe dla wszystkich powierzchni badawczych w celu wyznaczenia średnich dla powierzchni i danego metalu oraz ujednolicenia interpretacji wyników.

Próbki drewna drzewostanów sosnowych z powierzchni Huta 1 charakteryzowały się podwyższoną zawartością **kadmu** (Rys. 32b) w porównaniu z innymi badanymi drzewostanami. Maksymalna zanotowana zawartość kadmu wynosiła tu 2,09 mg/kg s.m. przy średniej dla tej powierzchni 0,97 mg/kg s.m (Tab.2) . Jest to ilość kilkakrotnie wyższa od średniej wyznaczonej dla wszystkich powierzchni (0,32 mg/kg s.m.) (Tab.2). W drewnie pochodzącym z powierzchni Niegowonice 4 odnotowano najniższą wartość średnią 0,11 mg Cd/kg s.m (Rys. 32e).

Zawartość **ołowiu** w drewnie *P. sylvestris* (Rys. 33a-g) była znacznie bardziej zróżnicowana na wszystkich powierzchniach badawczych, a dominującym pod tym względem był Łosień 2 gdzie odnotowano 19,5 mg Pb/kg s.m. w okresie 1979-1983 (Rys. 33c). Średnia dla tej powierzchni wyniosła 11,0 mg/kg s.m. Najniższymi zawartościami ołowiu charakteryzował się materiał pochodzący z powierzchni Huta 0: od 0,3 mg/kg s.m. do 1,9 mg/kg s.m (Rys. 33a). Średnia zawartość tego metalu dla wszystkich powierzchni i przedziałów czasowych wynosiła 5,0 mg/kg s.m. (Tab. 2).

Najwięcej **cynku** (Rys. 34a-g) stwierdzono w drewnie pochodzącym z Łośnia 2, od 19,0 mg/kg s.m. do 70,0 mg/kg s.m. (Rys. 34c). Na powierzchni Huta 0 jego zawartość wynosiła od 8,3 mg/kg s.m. do 13,2 mg/kg s.m.(Rys. 34a). Zawartość średnia cynku w drewnie sosny zwyczajnej dla całości badanego materiału wyniosła 23,0 mg/kg s.m (Tab. 2).

Średnia zawartość **miedzi** w drewnie wynosiła 5,5 mg/kg s.m (Tab. 2). Powierzchnią dominującą pod względem zawartości tego pierwiastka w drewnie był ponownie Łosień 2 (Rys. 35c), gdzie odnotowano od 5,4 mg Cu/kg s.m. do 19,9 mg Cu/kg s.m. W drewnie pobranym z drzew rosnących na powierzchniach Huta 0 i Sokolniki K średnia zawartość miedzi wynosiła odpowiednio 2,3 mg/kg s.m. i 2,4 mg/kg s.m. (Tab. 2).

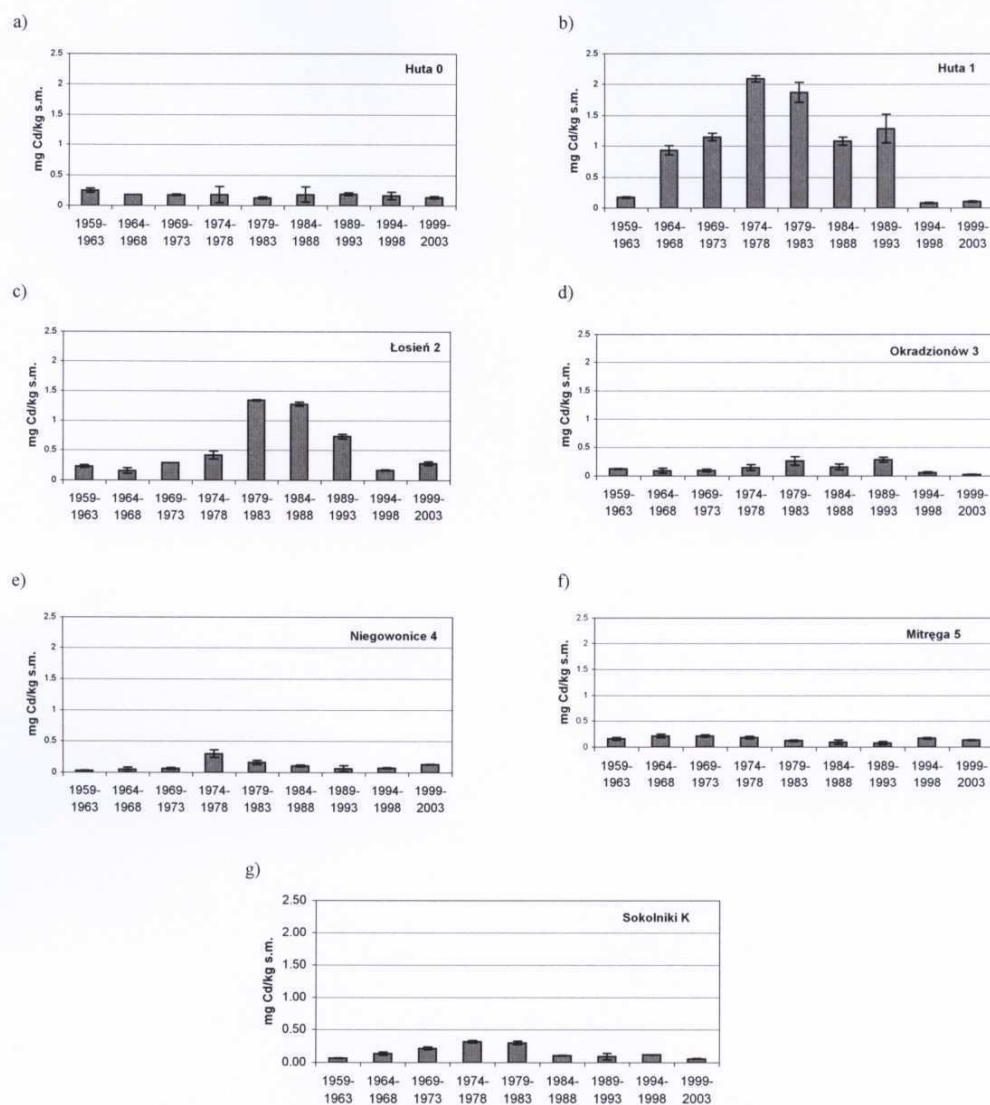
Próbki drewna drzewostanów sosnowych z powierzchni Łosień 2 charakteryzowały się podwyższoną zawartością **żelaza** (Rys. 36c) w niemal wszystkich pięciolatkach w

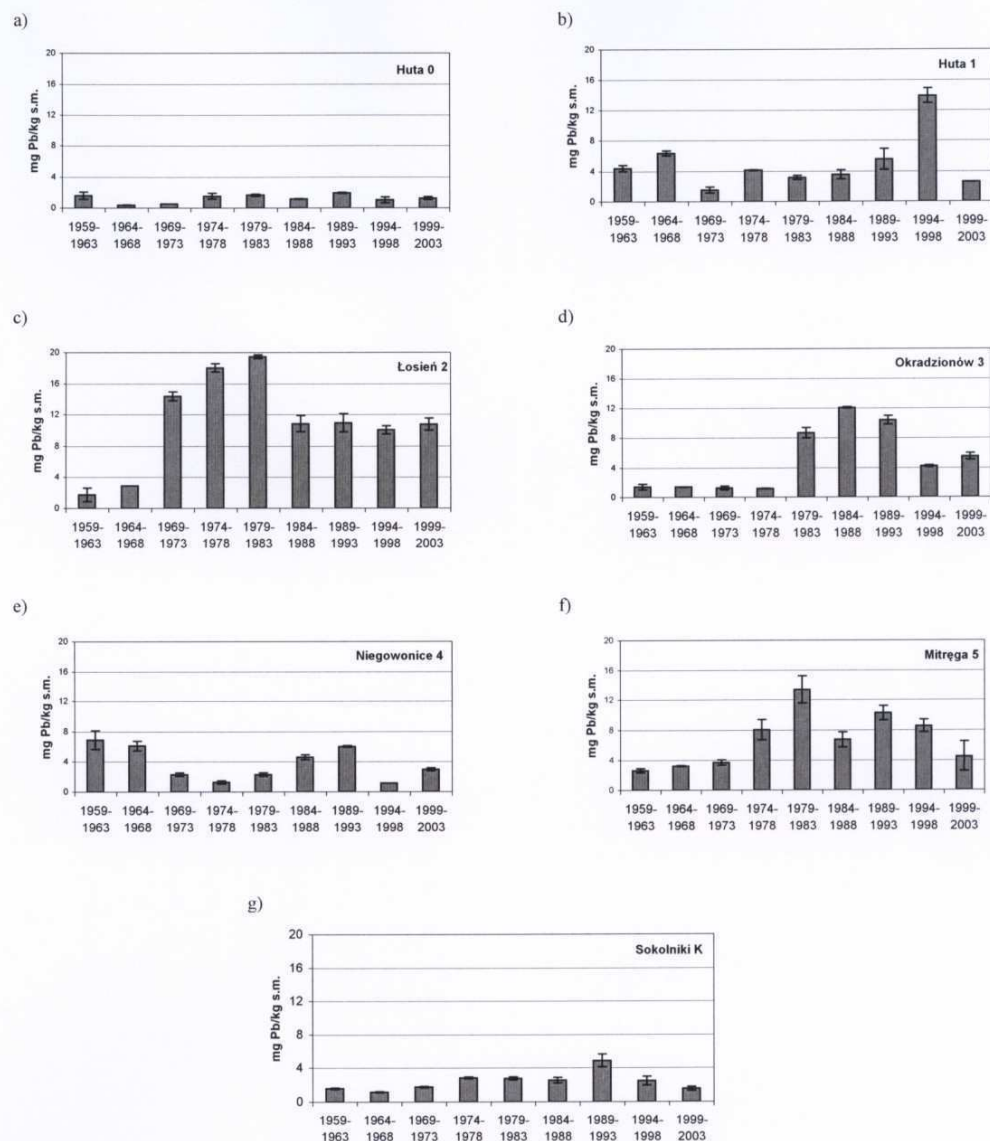
porównaniu z innymi badanymi drzewostanami. Średnia zawartość tego metalu wynosiła tu 28,6 mg/kg s.m. i była ponad dwukrotnie wyższa od średniej wyznaczonej dla wszystkich powierzchni - 13,8 mg/kg s.m (Tab. 2). Na powierzchni kontrolnej odnotowano najniższe średnie stężenie żelaza w drewnie i wynosiło ono 5,9 mg/kg s.m (Rys. 36g).

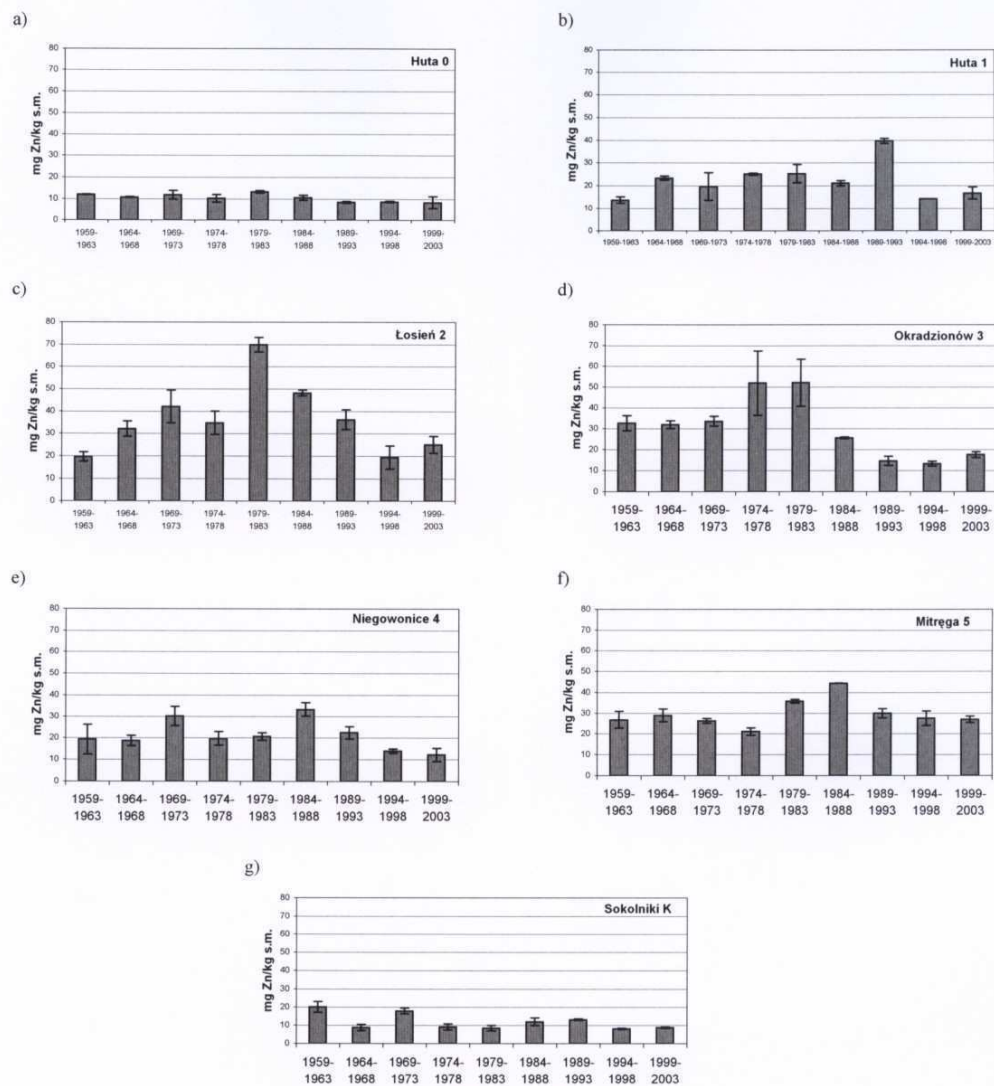
Powierzchniami dominującymi pod względem zawartości **manganu** w drewnie *P. sylvestris* okazały się Okradzionów 3 (10,2 mg/kg s.m.) (Rys. 37d) i Mitręga 5 (7,4 mg/kg s.m.) (Rys. 37f), natomiast najmniej tego pierwiastka odnotowano w materiale pochodzącym z powierzchni Huta 1 (3,2 mg/kg s.m.) (Rys. 37b), przy czym wartość ta nie odbiegała od zanotowanych dla pozostałych powierzchni (Rys. 37a-g).

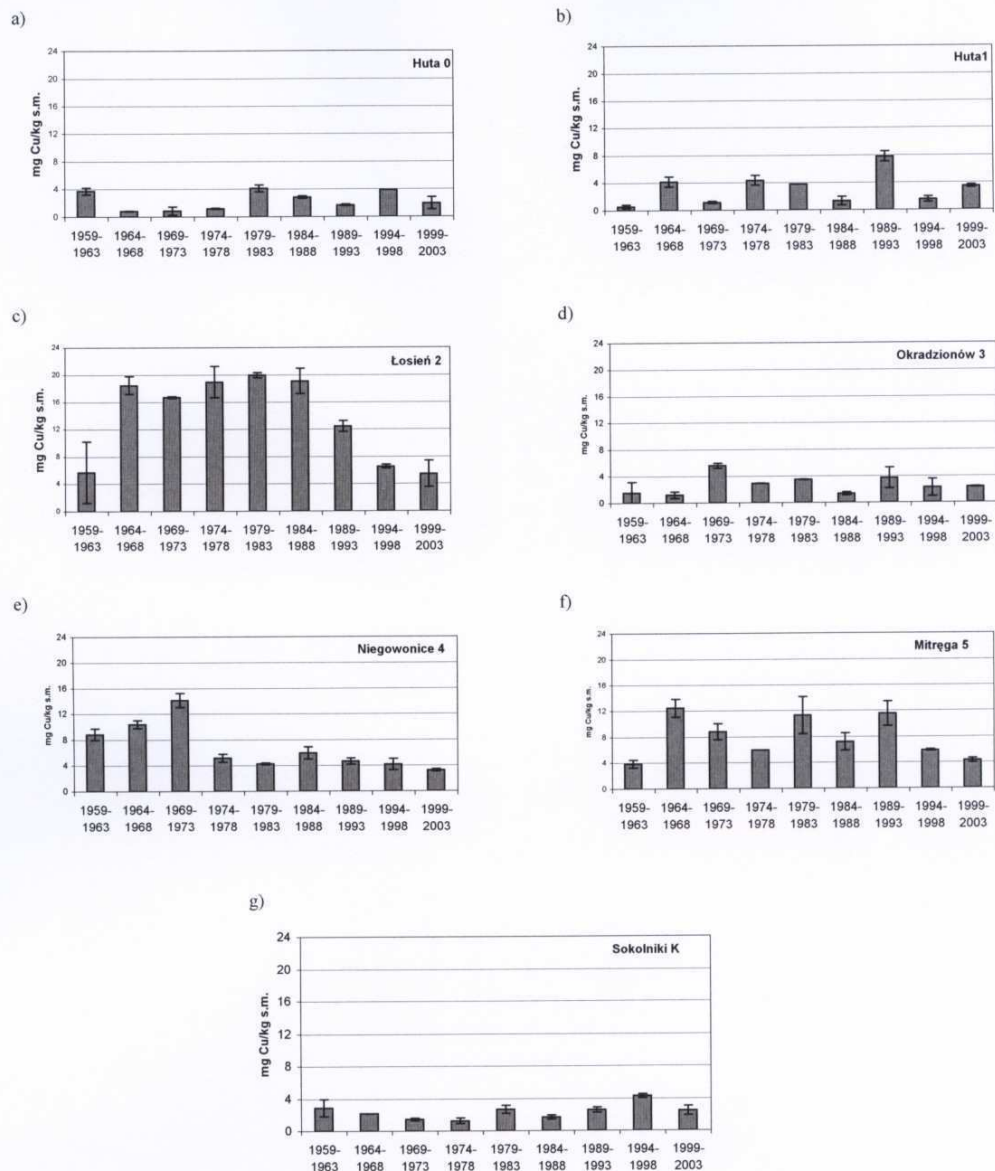
Tab. 2. Średnia zawartość metali w drewnie *P. sylvestris* [mg/kg s.m.]

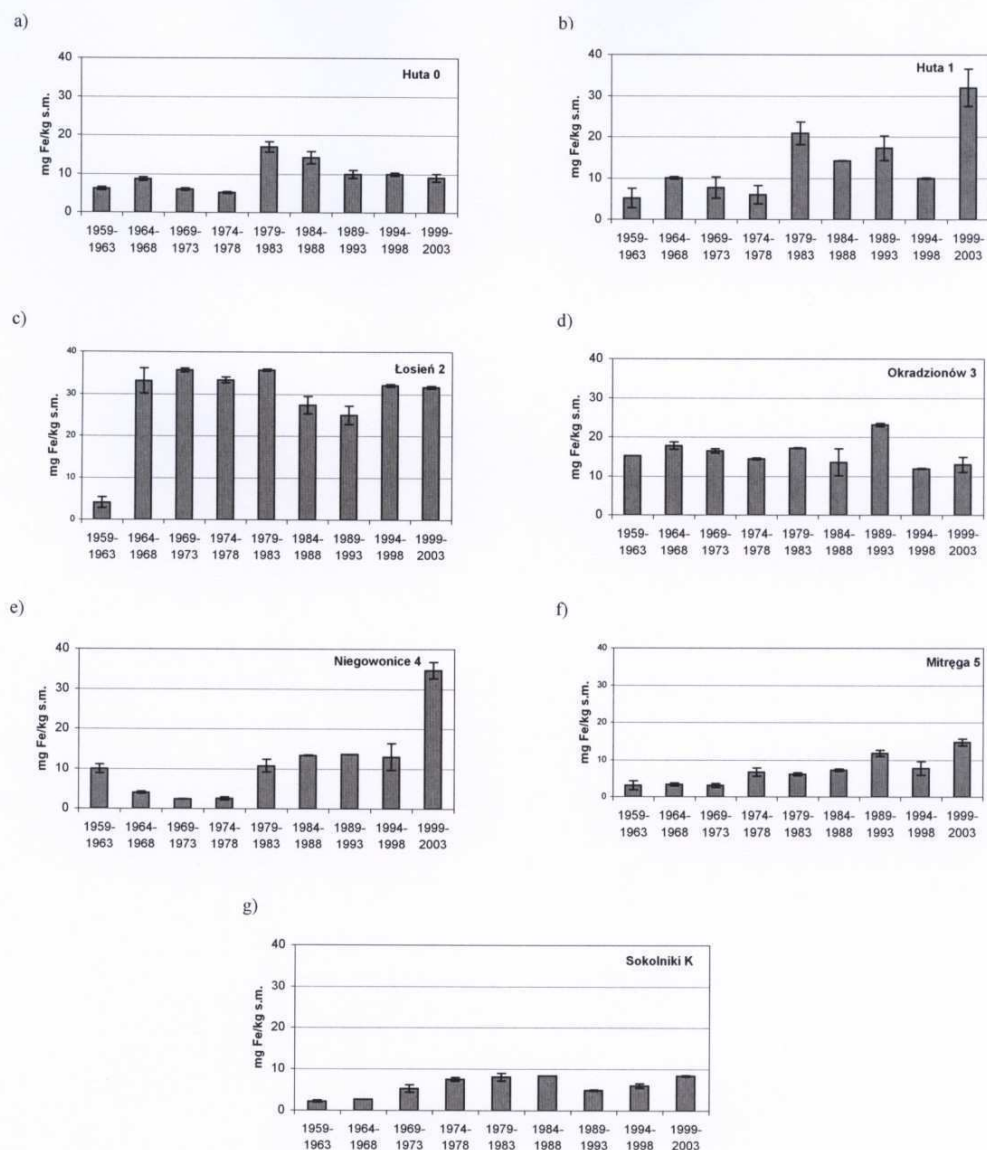
	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
\bar{X} dla wszystkich powierzchni	0,32	5,02	23,0	5,5	13,2	5,1
Huta 0	0,18	1,20	10,4	2,3	9,6	4,2
Huta 1	0,97	5,02	22,0	3,1	13,7	3,2
Łosień 2	0,54	11,0	36,3	13,7	28,6	3,4
Okradzionów 3	0,14	5,10	30,3	2,7	15,8	10,2
Niegowonice 4	0,11	3,72	21,0	6,7	11,6	3,5
Mitręga 5	0,15	6,76	29,7	7,9	7,0	7,4
Sokolniki K	0,16	2,38	11,6	2,4	5,9	3,7

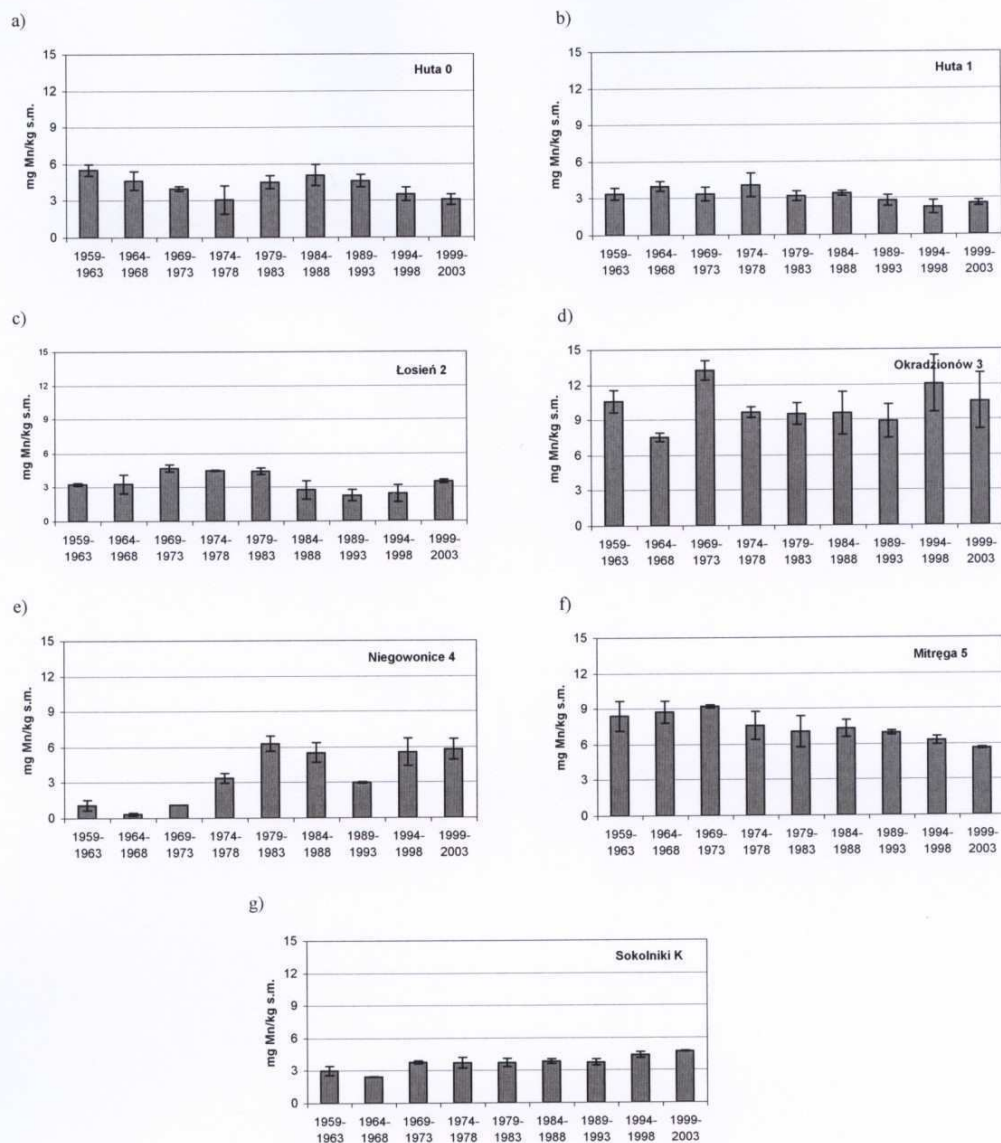
Rys. 32. Zawartość kadmu w drewnie *Pinus sylvestris* [mg/kg s.m.]

Rys. 33. Zawartość ołowiu w drewnie *Pinus sylvestris* [mg/kg s.m.]

Rys. 34. Zawartość cynku w drewnie *Pinus sylvestris* [mg/kg s.m.]

Rys. 35. Zawartość miedzi w drewnie *Pinus sylvestris* [mg/kg s.m.]

Rys. 36. Zawartość żelaza w drewnie *Pinus sylvestris* [mg/kg s.m.]

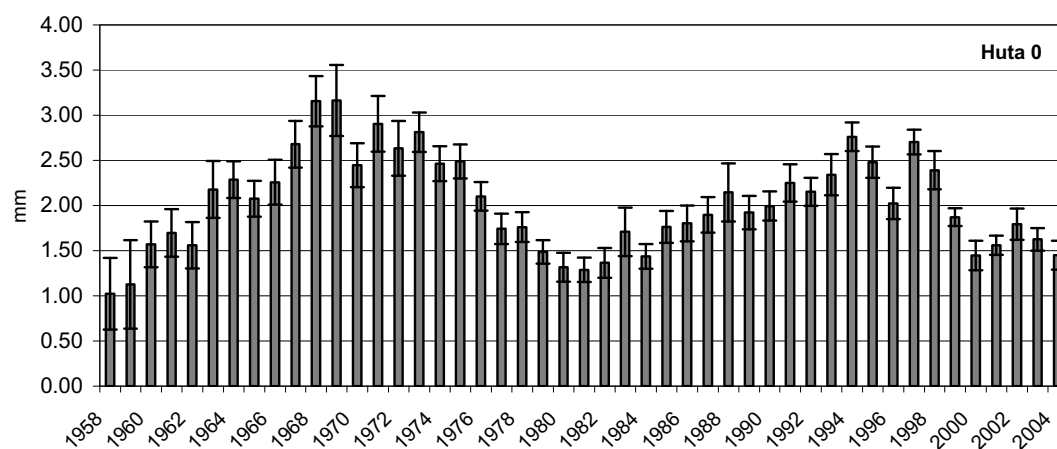
Rys. 37. Zawartość manganu w drewnie *Pinus sylvestris* [mg/kg s.m.]

5.6. Analiza przyrostów rocznych *P. sylvestris*

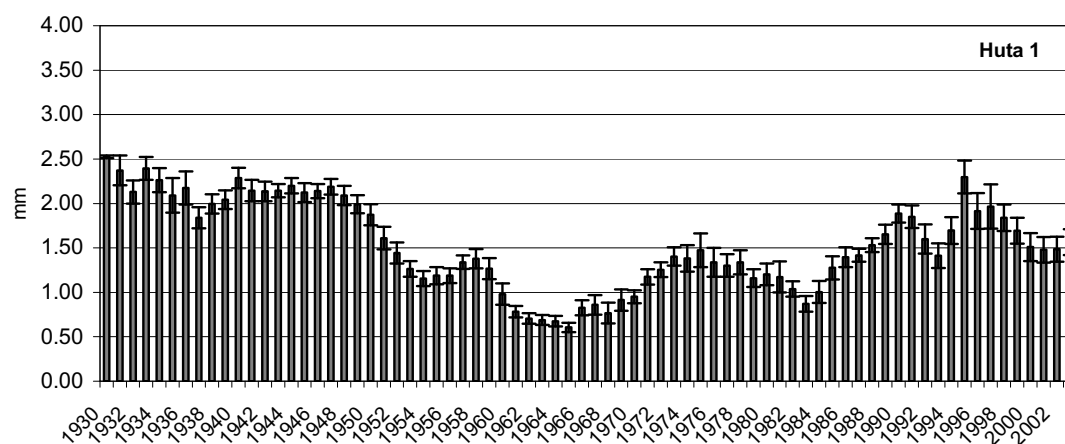
Określenie szerokości słoików rocznych posłużyło do charakterystyki przyrostu piersznicy (omówionej w dalszej części rozdziału) oraz jego przebiegu i zmian w zależności od odległości od głównego emitora zanieczyszczeń. Szczegółowy rozkład statystyczny badanych cech zamieszczono w tabelach XIV a-g zamieszczonych w Aneksie.

Przebieg bieżący rocznego przyrostu promieniowego na powierzchniach badawczych przedstawiono na rysunkach 38a-g. Możemy na nich prześledzić przebieg przyrostu w całym okresie życia drzew w poszczególnych latach kalendarzowych. Od momentu kulminacji przyrostu (8-12lat) mają one przebieg malejący wraz z upływem lat. Na większości powierzchni wyraźnie zaznaczają się okresy większego i mniejszego przyrostu i w zasadzie występują one w tych samych latach niezależnie od wieku drzewostanu. Analizując przebieg przyrostu w poszczególnych latach zauważono zmiany tendencji przyrostu na poszczególnych powierzchniach. Szczególnie wyraźnie widoczne są one na powierzchniach Huta 0 (Rys. 38a, 39a), Niegowonice 4 (Rys 38e, 39e) i Mitręga 5 (Rys 38f, 39f) w latach 1974 - 1982. W drzewostanach wyższych klas wieku (Łosień 2 i Okradzionów 3) wyraźny spadek przyrostu nastąpił w latach 1959 – 1983 (Rys 38c-d, 39c-d). Dla celów dalszej analizy wielkości przyrostów rocznych (zamieszczone w dalszej części rozdziału) wyniki podzielono na okresy pięcioletnie (rys. 39a-g).

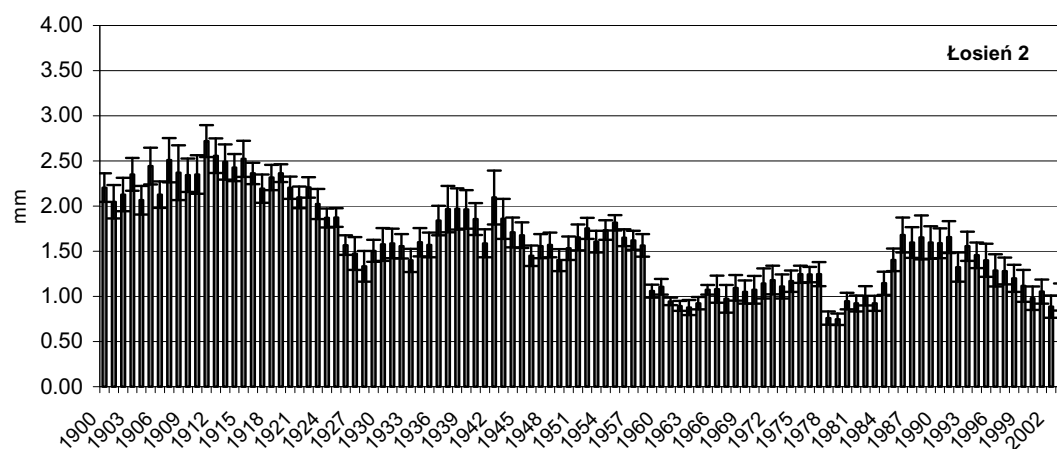
a)



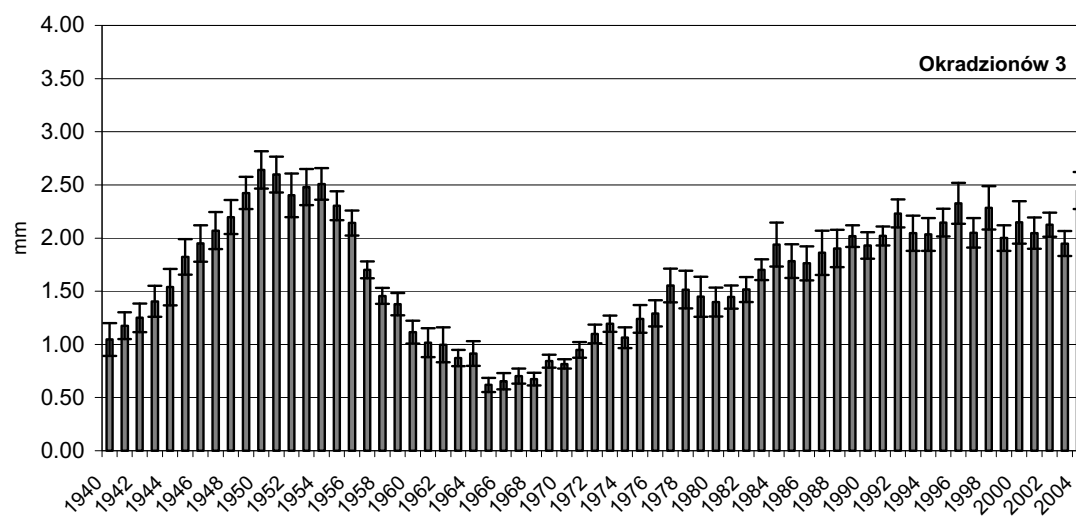
b)



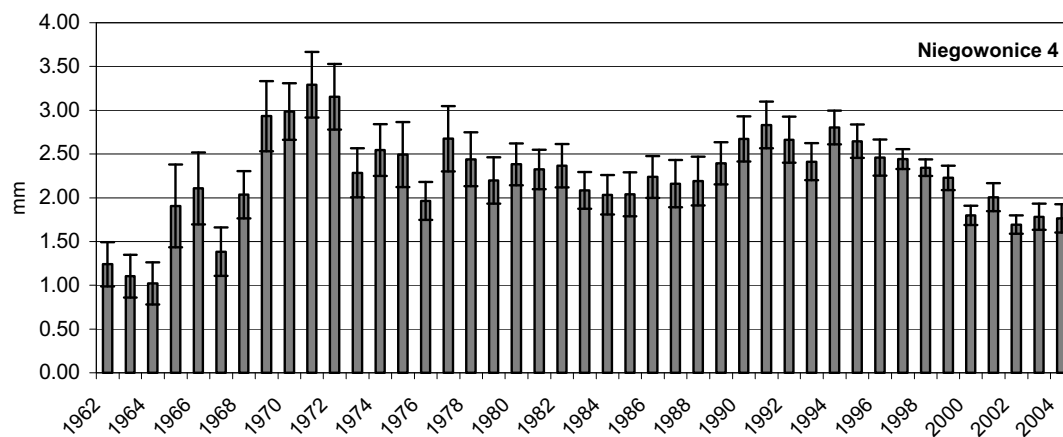
c)

Rys.38a-c. Wielkość przyrostów rocznych *P. sylvestris* na powierzchniach badawczych [mm]

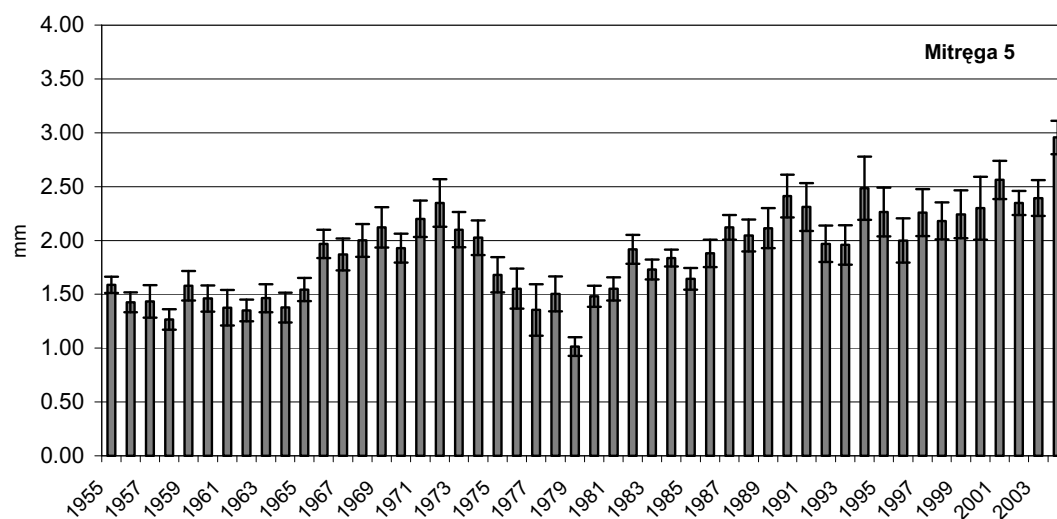
d)



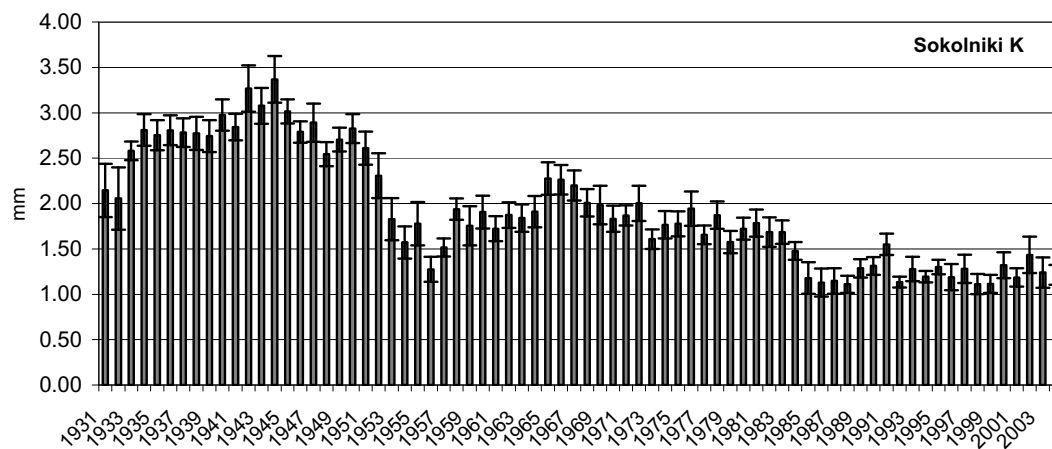
e)



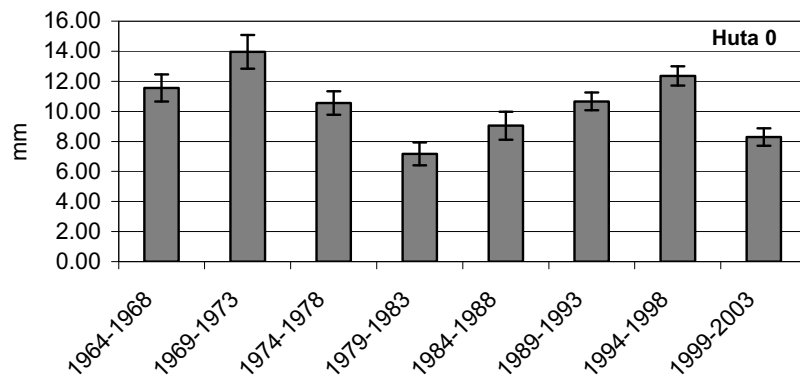
f)

Rys.38d-f. Wielkość przyrostów rocznych *P. sylvestris* na powierzchniach badawczych [mm]

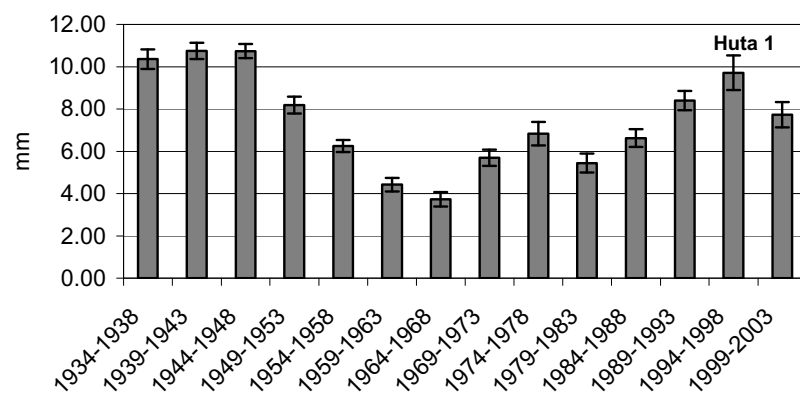
g)

Rys.38g. Wielkość przyrostów rocznych *P. sylvestris* na powierzchniach badawczych [mm]

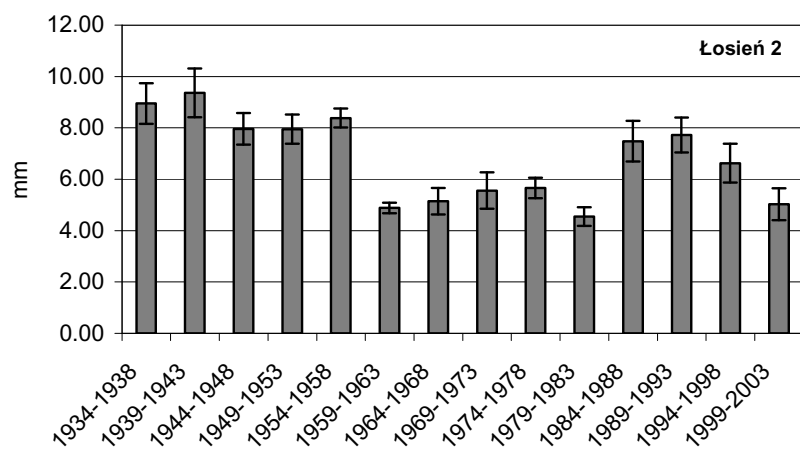
a)



b)

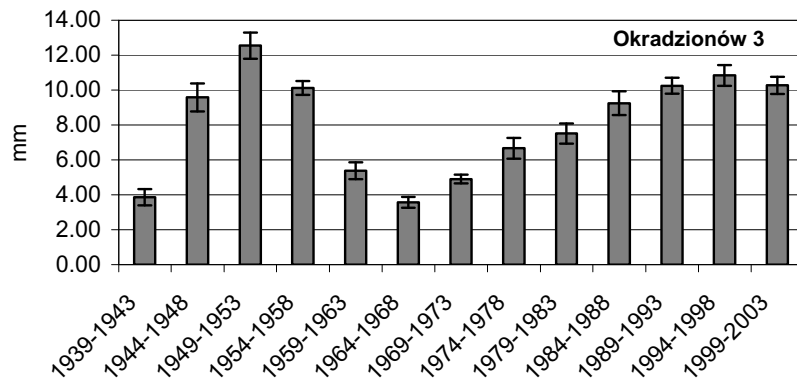


c)

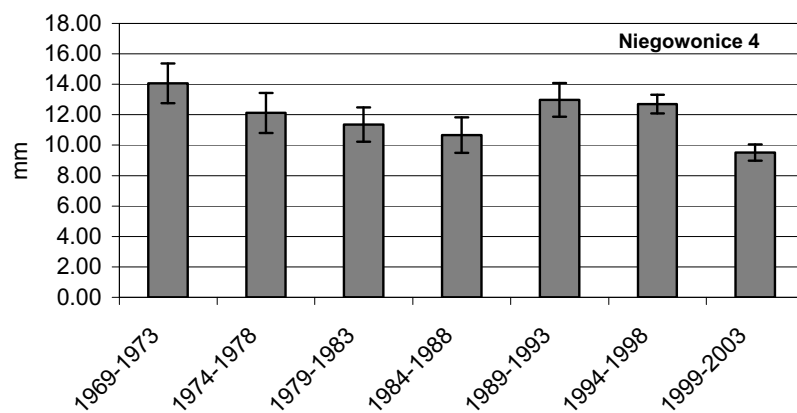


Rys.39a-c. Wielkość przyrostów rocznych *P. sylvestris* w przedziałach pięcioletnich na wszystkich powierzchniach badawczych [mm]

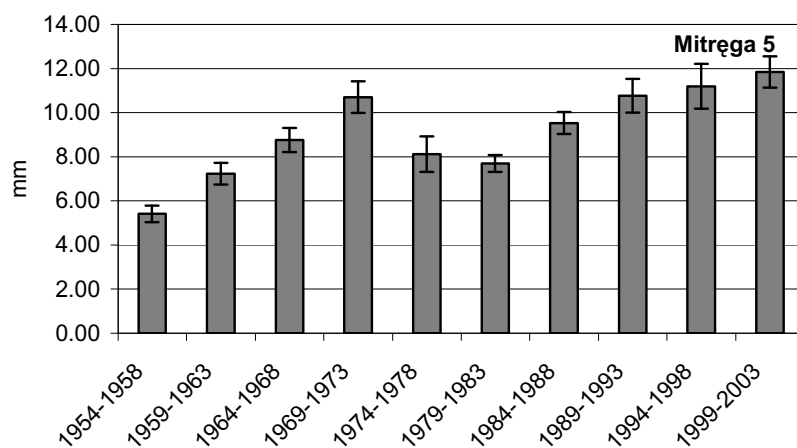
d)



e)

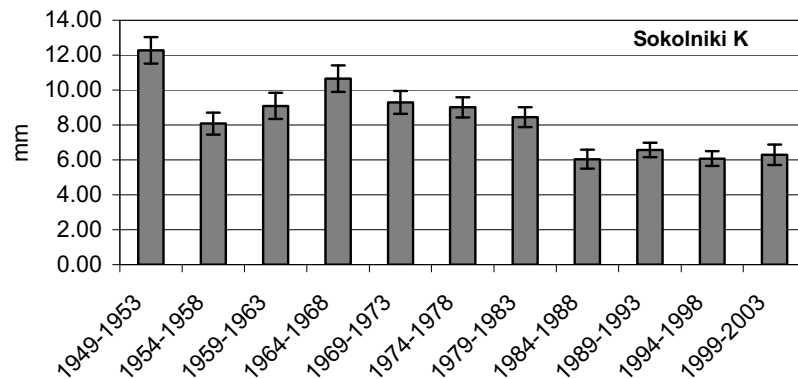


f)



Rys.39d-f. Wielkość przyrostów rocznych *P. sylvestris* w przedziałach pięcioletnich na wszystkich powierzchniach badawczych [mm]

g)



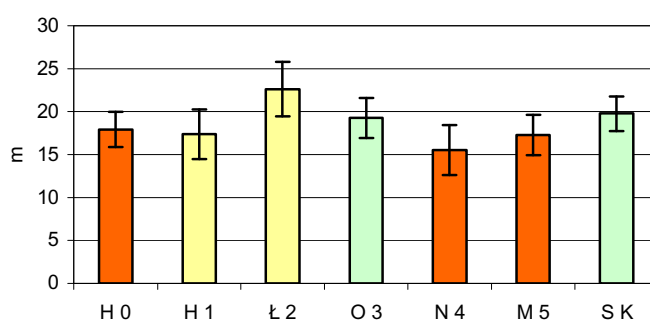
Rys.39g. Wielkość przyrostów rocznych *P. sylvestris* w przedziałach pięcioletnich na wszystkich powierzchniach badawczych [mm]

5.7. Badania dendrometryczne *P. sylvestris*

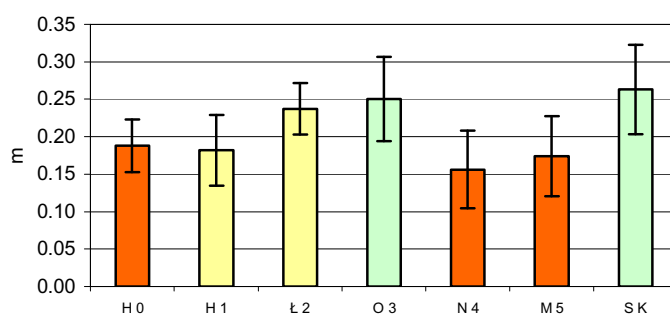
Wyniki pomiarów dendrometrycznych oraz zagęszczenie drzew na powierzchniach badawczych zamieszczono w tabeli 3 poniżej oraz na rysunkach 40 - 44. Szczegółowy rozkład statystyczny badanych cech zamieszczono w tabeli XV dołączonej w Aneksie.

Pomiary pierśnicy i wysokości drzew na powierzchniach badawczych posłużyły do obliczenia cech taksacyjnych drzewostanów oraz porównania drzewostanów tej samej klasy wieku. Rys. 43 przedstawia pole przekroju pierśnicowego drzew badanych drzewostanów a Rys. 44 miąższość badanych drzewostanów.

W gradiencie odległości od emitora obserwowano tendencję w kierunku wzrostu przeciętnej pierśnicy drzew w drzewostanach tej samej klasy wieku. Podobną zależność odnotowano dla przeciętnej wysokości drzew oraz pola pierśnicowego przekroju drzew. Wraz ze zmniejszaniem się odległości od emitora notowano także spadek miąższości drzewostanów tej samej klasy wieku. Nie zaobserwowano jednoznacznego kierunku zmian w zagęszczeniu drzew na powierzchniach badawczych.



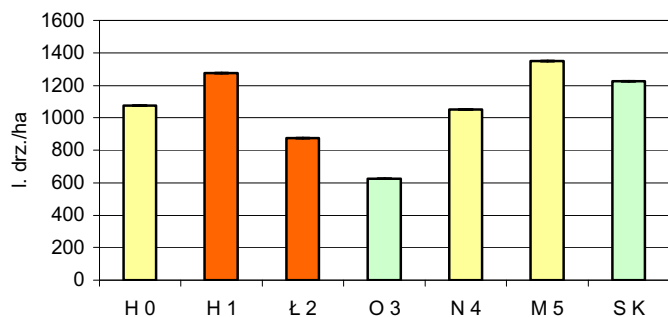
Rys. 40. Średnia wysokość drzew na poszczególnych powierzchniach badawczych [m]*



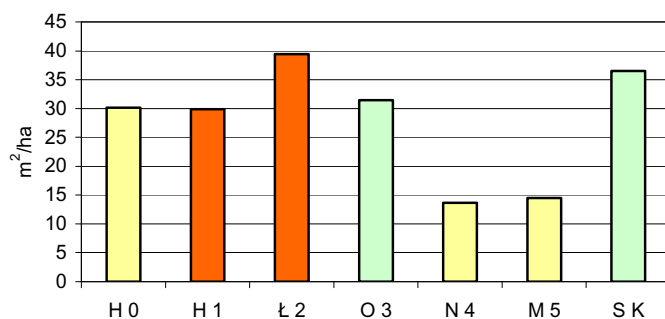
Rys. 41. Średnia pierśnica drzew na poszczególnych powierzchniach badawczych [m]*

*poszczególnymi szrafami zaznaczono drzewostany w tej samej klasie wieku

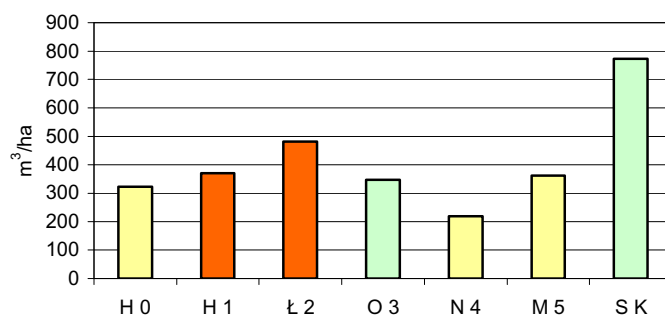
- III klasa Krafra
- IV klasa Krafra
- V i VI klasa Krafra



Rys. 42. Zagęszczenie drzew na poszczególnych powierzchniach badawczych [l. drzew/ha]*



Rys. 43. Pole powierzchni drzew drzewostanów poszczególnych powierzchni badawczych [m²/ha]*



Rys.44. Miąższość drzew drzewostanów poszczególnych powierzchni badawczych [m³/ha]*

*poszczególnymi szrafami zaznaczono drzewostany w tej samej klasie wieku

■ - III klasa Krafta

■ - IV klasa Krafta

■ - V i VI klasa Krafta

Tab.3. Cechy taksacyjne drzew drzewostanów powierzchni badawczych

Powierzchnia	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
Wiek	45	80	105	65	45	45	65
Wysokość [m]	17,92	17,36	22,62	19,25	15,52	17,29	19,76
Pierśnica [m]	0,188	0,182	0,237	0,25	0,156	0,174	0,263
Powierzchnia przekroju [m ² /ha] na podst. wzoru [1]	30,12	29,85	39,43	31,45	13,67	14,49	36,48
Miaższość grubizny [m ³ /ha] na podst. wzoru [2]	322,49	371,39	482,19	347,89	219,12	361,59	773,42
Zagęszczenie [liczba drzew/ha]	1075	1275	875	625	1050	1350	1225

5.8. Analizy statystyczne i porównawcze

5.8.1. Zawartość badanych pierwiastków w glebie i biotestach

Wszystkie analizy statystyczne przeprowadzono przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Wyniki **istotne statystycznie** we wszystkich tabelach wyróżniono **kolorem czerwonym**.

W celu zbadania zależności pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w glebie i odczynem gleby a odległością od emitora wyznaczono współczynniki korelacji rang Spearmana. Wartości tych współczynników przedstawiono w tabeli 4. Dla wszystkich metali ciężkich we frakcji ogólnej oraz dla siarki mają wartość ujemną i istotną statystycznie, podobnie dla metali frakcji dostępnej dla roślin, za wyjątkiem manganu, dla którego wartość współczynnika była dodatnia (Tab. 4). Dla odczynu wartość współczynnika była nieistotna statystycznie, natomiast dla zawartości substancji organicznej dodatnia i istotna statystycznie (Tab. 4).

W tabeli 5 przedstawiono współczynniki korelacji pomiędzy zawartością frakcji dostępnej metali w glebie a odczynem gleby i procentową zawartością substancji organicznej. Dla pH wartości współczynników były w większości przypadków ujemne i istotne statystycznie, a dla substancji organicznej dodatnie (Tab. 5).

Przeprowadzono również analizę korelacji pomiędzy zawartością poszczególnych metali w glebie, zarówno we frakcji ogólnej jak i dostępnej (Tab. 6.). Współczynniki są istotne statystycznie i dodatnie.

Tab.4. Współczynnik korelacji między badanymi parametrami gleby a odległością od emitora ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn	Mg	Ca	S	pH	Sorg
Frakcja ogólna [mg/kg s.m.]											
Odległość od emitora [km]	-0,53	-0,39	-0,49	-0,38	-0,42	-0,19	0,34	0,10	-0,30	0,06	0,20
Frakcja dostępna [mg/kg s.m.]											
Odległość od emitora [km]	-0,27	-0,35	-0,36	-0,27	-0,47	0,38	-0,10	-	-	-	-

Tab.5. Współczynnik korelacji pomiędzy zawartością metali w glebie a procentową zawartością substancji organicznej i pH gleby ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Zawartość metali w glebie [mg/kg s.m.] (frakcja dostępna)						
	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn	Mg
Odczyn gleby (pH)	-0,05	-0,58	-0,43	-0,26	-0,61	-0,52	-0,05
% zawartość substancji organicznej	0,47	0,53	0,58	0,56	0,45	0,66	0,64

Tab.6. Współczynnik korelacji pomiędzy zawartością metali [mg/kg s.m.] w glebie ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn	Mg
Zawartość metali w glebie (frakcja ogólna)							
Pb	0,93	-	-	-	-	-	-
Zn	0,95	0,96	-	-	-	-	-
Cu	0,90	0,92	0,90	-	-	-	-
Fe	0,93	0,95	0,93	0,91	-	-	-
Mn	0,84	0,92	0,87	0,87	0,87	-	-
Mg	0,47	0,63	0,52	0,60	0,59	0,76	-
Ca	0,70	0,82	0,73	0,79	0,79	0,89	0,88
Zawartość metali w glebie (frakcja dostępna)							
Pb	0,55	-	-	-	-	-	-
Zn	0,73	0,70	-	-	-	-	-
Cu	0,79	0,55	0,73	-	-	-	-
Fe	0,54	0,66	0,78	0,66	-	-	-
Mn	0,34	0,45	0,43	0,49	0,39	-	-
Mg	0,79	0,43	0,59	0,76	0,42	0,39	-

Analiza porównawcza zawartości metali w glebie w wierzchniej warstwie (0 - 10 cm) a ich stężeniem w roślinach (Tab. 7) dała wynik dodatni i istotny statystycznie dla wapnia, ołowiu, kadmu, cynku, miedzi i żelaza, a ujemny dla manganu.

Tab. 7. Współczynniki korelacji pomiędzy zawartością metali w tkankach roślin a zawartością metali w glebie ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	Mn	Mg	Ca
Rośliny	0 - 10 cm frakcja całkowita							
Zn	0,46	0,34	0,50	0,46	0,40	0,40	-0,38	0,30
Cu	0,27	0,22	0,28	0,24	0,28	0,21	-0,27	0,16
Cd	0,28	0,35	0,18	0,29	0,29	0,30	-0,20	0,25
Pb	0,35	0,07	0,42	0,28	0,28	0,17	-0,32	0,12
Fe	0,50	0,18	0,59	0,43	0,39	0,31	-0,49	-0,03
Mn	-0,23	-0,36	-0,19	-0,25	-0,29	-0,28	0,23	-0,08
Rośliny	0 - 10 cm frakcja dostępna							
Zn	0,31	0,26	0,24	0,11	-0,07	-0,30	0,36	-
Cu	0,25	0,20	0,18	0,16	-0,01	-0,19	0,21	-
Cd	0,26	0,33	0,31	0,15	0,01	-0,19	0,27	-
Pb	0,20	0,18	0,07	0,08	0,00	-0,12	0,33	-
Fe	0,32	0,17	0,19	0,32	0,22	-0,19	0,26	-
Mn	-0,22	-0,36	-0,18	-0,22	-0,15	0,02	-0,37	-

Przeprowadzono także analizę korelacji pomiędzy zawartością poszczególnych metali w roślinach a jej wyniki przedstawiono w tabeli 8. Wartości współczynników były w większości przypadków dodatnie i istotne statystycznie.

Tab. 8. Współczynniki korelacji pomiędzy zawartością metali w tkankach roślin ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

Rośliny	Zn	Cu	Cd	Pb	Fe
Zn	-	-	-	-	-
Cu	0,57	-	-	-	-
Cd	0,53	0,65	-	-	-
Pb	0,53	0,41	0,35	-	-
Fe	0,44	0,25	0,11	0,61	-
Mn	-0,20	0,02	-0,27	-0,06	0,07

W celu zbadania relacji pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w roślinach a odległością od emitora również posłużono się współczynnikami korelacji rang Spearmana (Tab. 9). Dla wszystkich metali, za wyjątkiem manganu były one ujemne i istotne statystycznie. Po przeprowadzeniu tej samej analizy, ale dla poszczególnych gatunków wyniki były podobne w większości przypadków. Świadczy to ponownie, jak w

przypadku gleby, o gradiencie odległości od głównego źródła emisji. Ta sama zależność znalazła również potwierdzenie w przypadku stężenia metali w korze *P. sylvestris* (tab. 10).

Tab. 9. Współczynnik korelacji między zawartością metali w roślinach [mg/kg s.m.] a odległością od emitora [km] ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
Wszystkie gatunki łącznie						
Odległość od emitora	-0,26	-0,32	-0,41	-0,26	-0,48	0,33
<i>P. sylvestris</i>						
Odległość od emitora	-0,04	0,01	-0,21	-0,44	-0,41	0,73
<i>V. myrtillus</i>						
Odległość od emitora	-0,47	-0,33	-0,62	-0,65	-0,53	0,00
<i>V. vitis-idaea</i>						
Odległość od emitora	-0,39	-0,44	-0,69	-0,17	-0,62	0,28
<i>F. vesca</i>						
Odległość od emitora	-0,21	-0,59	-0,15	-0,35	-0,43	0,60

Tab. 10. Współczynnik korelacji między badanymi parametrami kory sosny zwyczajnej a odległością od emitora ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn	Mg	Ca	pH
Odległość od emitora	-0,58	-0,77	-0,58	-0,75	-0,81	0,21	-0,78	0,04	0,07

Na podstawie analizy korelacji wykazano także silną dodatnią zależność pomiędzy pH kory a zawartością badanych pierwiastków w korze (Tab. 11). Podobne wyniki uzyskano dla zależności pomiędzy badanymi parametrami kory a zawartością makro- i mikroelementów we frakcji ogólnej gleby (Tab. 12).

Tab.11. Współczynnik korelacji pomiędzy kwasowością kory *P. sylvestris* (pH) a zawartością metali w korze [mg/kg s.m.] ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Zawartość metali w korze							
	Ca	Mg	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
Odczyn kory (pH)	0,54	0,34	-0,08	0,31	0,36	0,39	0,35	0,64

Tab.12. Współczynnik korelacji pomiędzy kwasowością kory *P. sylvestris* (pH), zawartością badanych pierwiastków w korze [mg/kg s.m.] a ich zawartością w glebie [mg/kg s.m.] ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

		Zawartość pierwiastków w glebie (0 -10 cm) (frakcja ogólna)								
		Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	Mn	Mg	Ca	S
Zawartość pierwiastków w korze sosny	pH kory	0,18	-0,11	0,20	-0,01	-0,06	0,03	-0,05	-0,47	0,19
	Zn	0,79	0,67	0,70	0,60	0,48	0,60	-0,58	0,14	0,75
	Cu	0,82	0,57	0,85	0,64	0,61	0,55	-0,72	-0,02	0,55
	Cd	0,54	0,73	0,41	0,45	0,46	0,42	-0,49	0,20	0,38
	Pb	0,82	0,71	0,75	0,67	0,55	0,62	-0,65	-0,02	0,63
	Fe	0,88	0,66	0,81	0,67	0,65	0,60	-0,75	-0,02	0,58
	Mn	-0,13	-0,16	-0,12	-0,14	-0,24	-0,09	0,21	-0,59	-0,07
	Mg	0,81	0,53	0,93	0,79	0,68	0,70	-0,72	0,16	0,57
	Ca	0,00	-0,21	0,19	0,00	-0,07	-0,10	-0,01	-0,16	-0,04
		Zawartość pierwiastków w glebie (40 -50 cm) (frakcja ogólna)								
Zawartość pierwiastków w korze sosny	pH kory	0,22	0,31	0,04	0,31	0,04	0,37	-0,04	0,00	-0,24
	Zn	0,88	0,85	0,74	0,86	0,76	0,07	-0,66	-0,58	0,43
	Cu	0,83	0,80	0,71	0,75	0,78	0,09	-0,78	-0,44	0,32
	Cd	0,59	0,49	0,51	0,38	0,61	0,05	-0,52	-0,27	0,39
	Pb	0,82	0,80	0,74	0,70	0,79	0,14	-0,72	-0,47	0,47
	Fe	0,81	0,82	0,78	0,69	0,80	0,13	-0,80	-0,46	0,40
	Mn	-0,15	-0,06	-0,19	-0,10	-0,15	0,60	0,25	0,31	-0,19
	Mg	0,75	0,74	0,68	0,78	0,74	-0,04	-0,76	-0,34	0,45
	Ca	-0,01	0,06	-0,18	0,13	-0,08	-0,08	0,03	0,12	-0,16

Dla zawartości magnezu w glebie i niemal wszystkich badanych pierwiastków w korze sosny zwyczajnej odnotowano ujemne wartości współczynników korelacji (Tab. 12). Wyniki takie uzyskano również dla zawartości manganu w korze i zawartości metali w glebie. Wskazuje to na zależność składu chemicznego kory od zanieczyszczenia atmosfery oraz od pobierania jonów z gleby. Dodatkowym potwierdzeniem tej relacji może być wynik analizy korelacji pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w korze i w aparacie asymilacyjnym *P. sylvestris*., (Tab. 13) gdzie wartości współczynników były w

większości dodatnie. Ujemne wartości uzyskano dla manganu, w przypadku, którego ponownie potwierdził się antagonistyczny wpływ na pobieranie innych jonów (Tab. 13).

Tab.13. Współczynnik korelacji pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w korze *P. sylvestris* [mg/kg s.m.] i pH kory a zawartością metali w aparacie asymilacyjnym *P. sylvestris* [mg/kg s.m.] ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

		Zawartość metali w szpilkach <i>P. sylvestris</i>					
		Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	Mn
pH kory		0,18	-0,01	-0,09	0,27	0,38	0,38
Zawartość pierwiastków w korze sosny	Zn	0,60	0,32	0,20	0,22	0,26	-0,36
	Cu	0,51	0,51	-0,16	0,26	0,50	-0,43
	Cd	0,33	0,46	0,02	-0,05	0,23	-0,57
	Pb	0,51	0,46	0,01	0,16	0,44	-0,51
	Fe	0,43	0,50	0,00	0,22	0,48	-0,56
	Mn	-0,20	-0,22	0,04	-0,05	0,16	0,41

Aby w pełni móc zobrazować gradient odległości od głównego emitora zanieczyszczeń analizę korelacji przeprowadzono także dla zawartości metali w drewnie *P. sylvestris* (Tab. 14). Uzyskano podobne rezultaty do przedstawionych wcześniej dla gleby, roślin i kory, jednak z mniejszą istotnością wyników. Dla kadmu i żelaza korelacja była ujemna, dla manganu dodatnia, a dla pozostałych metali nieistotna statystycznie jednak ujemna dla cynku i ołowiu (Tab. 14).

Tab. 14. Współczynnik korelacji między odległością od emitora a wielkością przyrostów rocznych [mm] i zawartością metali w drewnie *P. sylvestris* [mg/kg s.m.] ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

Przyrost [mm]	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
0,34	-0,48	-0,14	-0,18	0,00	-0,49	0,30

Zbadano również zależność pomiędzy zawartością metali w drewnie a wielkością przyrostów rocznych grubości drzew. W przeprowadzonej analizie stwierdzono ujemną istotną statystycznie korelację dla żelaza (Tab. 15). Pozostałe współczynniki, mimo, że nieistotne statystycznie w większości przypadków również były ujemne (Tab. 15).

Porównano także średnią zawartość metali ciężkich w szpilkach, korze i drewnie sosen a wyniki przedstawiono w postaci wzajemnych stosunków w tabeli 16.

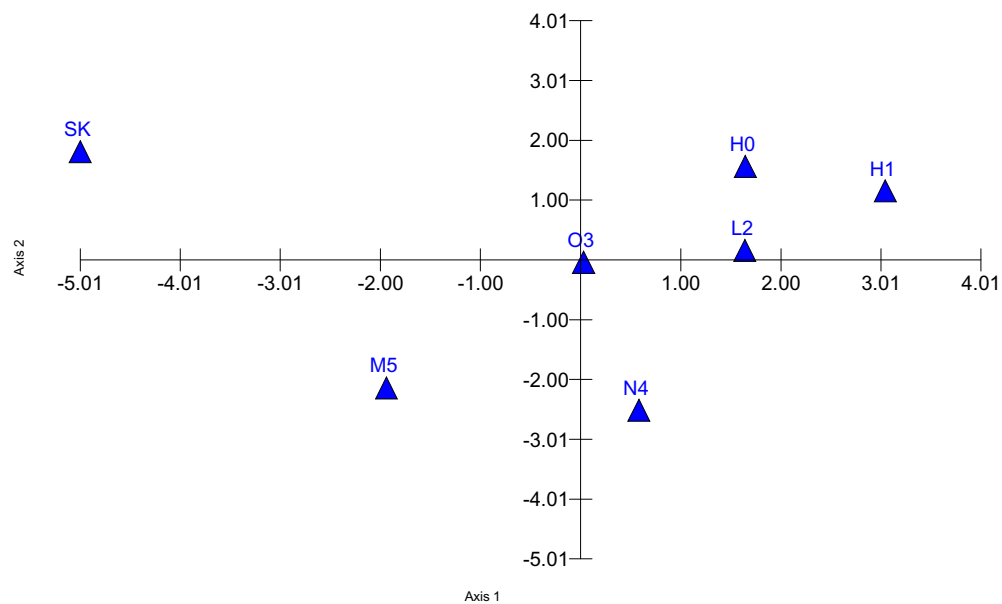
Tab. 15. Współczynnik korelacji pomiędzy zawartością metali w drewnie [mg/kg s.m.] a wielkością przyrostów rocznych [mm]($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
Wszystkie powierzchnie	-0,23	-0,17	-0,21	-0,09	-0,26	0,08
Huta 0	-0,10	-0,48	-0,25	-0,55	-0,23	-0,27
Huta 1	-0,15	0,15	0,02	0,27	0,25	-0,62
Łosień 2	0,13	0,07	0,05	0,05	-0,32	-0,53
Okradzionów 3	-0,07	0,60	-0,67	0,10	-0,55	0,13
Niegowonice 4	0,22	-0,65	0,43	-0,05	-0,13	0,03
Mitęga 5	-0,10	0,18	0,05	-0,05	0,68	-0,58
Sokolniki K	-0,13	-0,40	0,28	-0,27	-0,67	-0,77

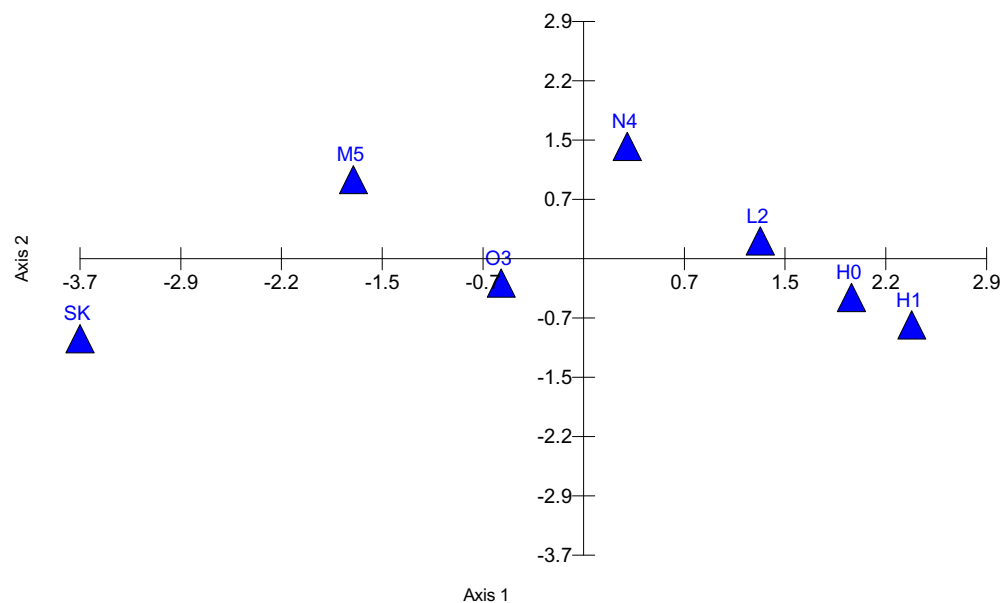
Tab. 16. Średnia zawartość metali w drewnie, korze i szpilkach *P. sylvestris* [mg/kg s.m.]

	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
drewno [D]	0,12	4,15	16,43	3,29	20,48	5,11
kora [K]	1,49	88,53	45,95	5,39	697,86	12,06
szpilki [S]	0,29	8,13	72,75	3,69	135,41	45,14
K/D	12,00	21,32	2,80	1,64	34,07	2,36
S/D	2,34	1,96	4,43	1,12	6,61	8,83

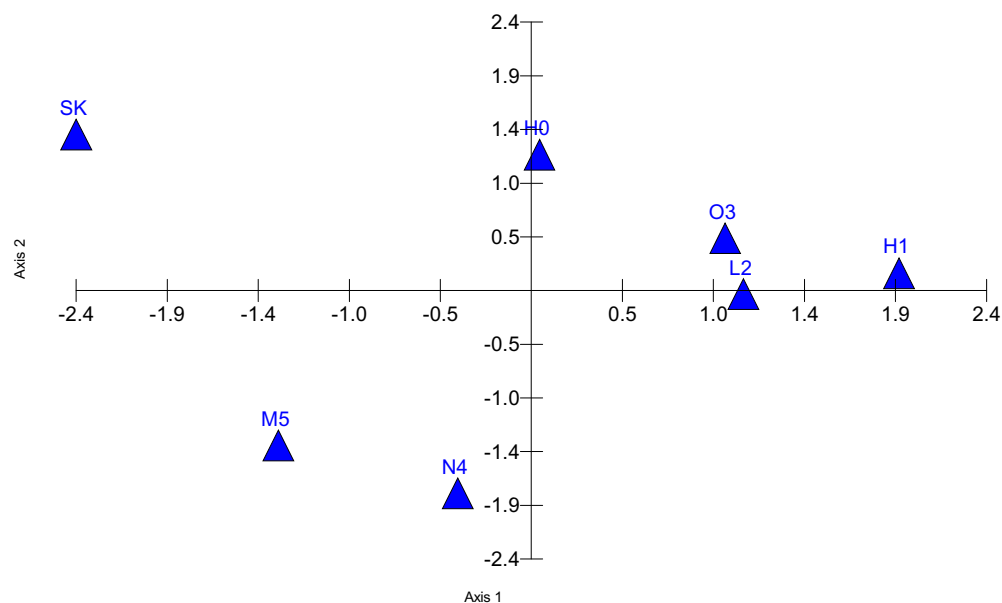
W celu zbadania wpływu środowiska na badane fitocenozy wykorzystano analizę głównych składowych (PCA) oraz analizę skupień (odległość euklidesowa). Klasyfikację powierzchni badawczych wykonano biorąc pod uwagę wybrane wskaźniki ekologiczne zastosowane w różnych kombinacjach (badane parametry gleby, zawartość metali w roślinach) analizując stopień ich wpływu na badane zbiorowiska leśne. Wyniki przedstawiono na rysunkach 45-61.



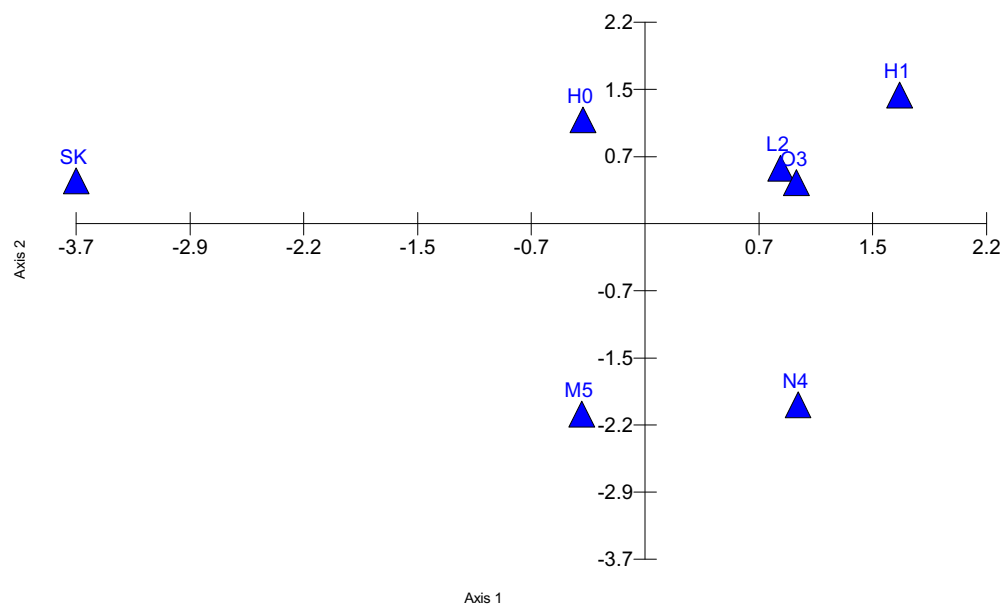
Rys. 45. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie wszystkich badanych parametrów (zawartość w glebie metali frakcji ogólnej i frakcji dostępnej, siarki, substancji organicznej oraz pH gleby)



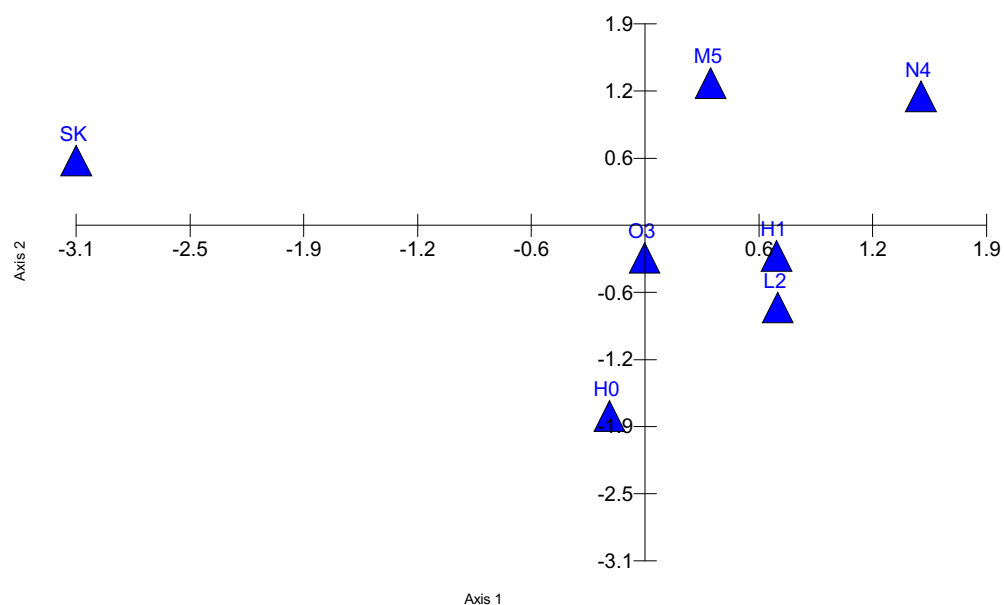
Rys. 46. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości frakcji ogólnej metali w glebie



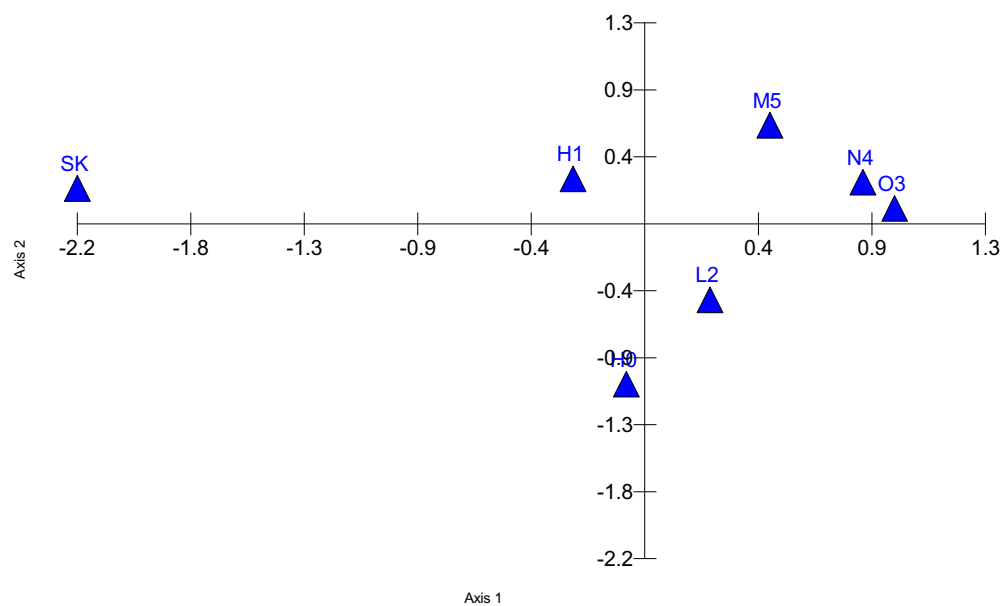
Rys. 47. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości frakcji dostępnej metali w glebie



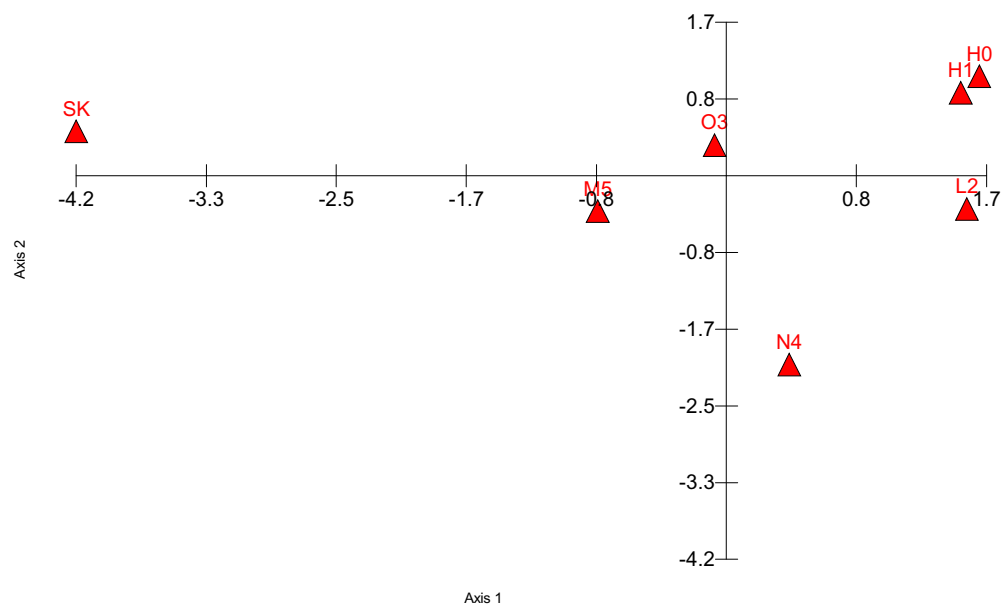
Rys. 48. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości frakcji dostępnej metali, siarki, substancji organicznej w glebie i wartości pH gleby



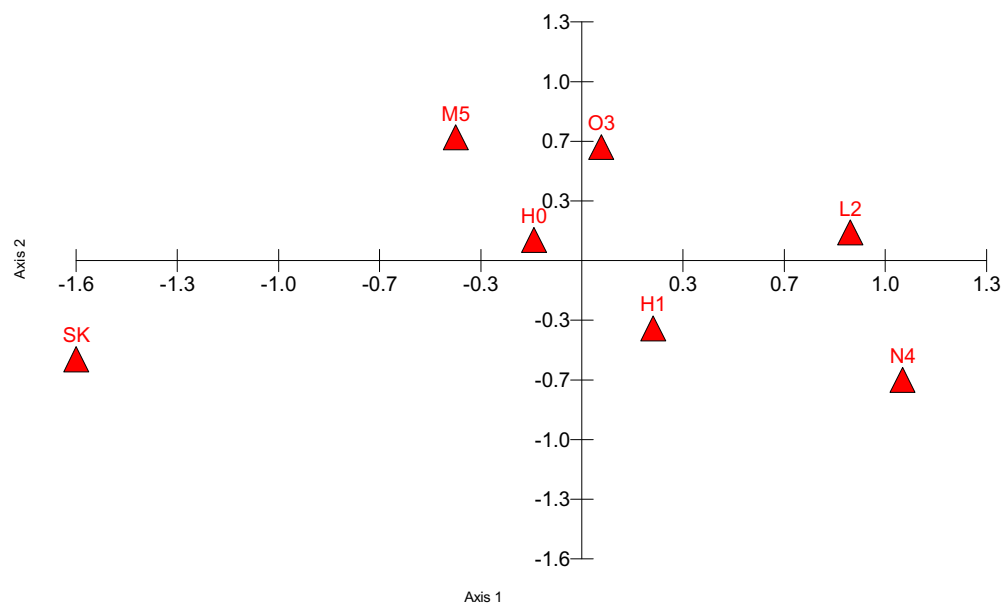
Rys. 49. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości wapnia, magnezu, siarki, substancji organicznej w glebie i wartości pH gleby



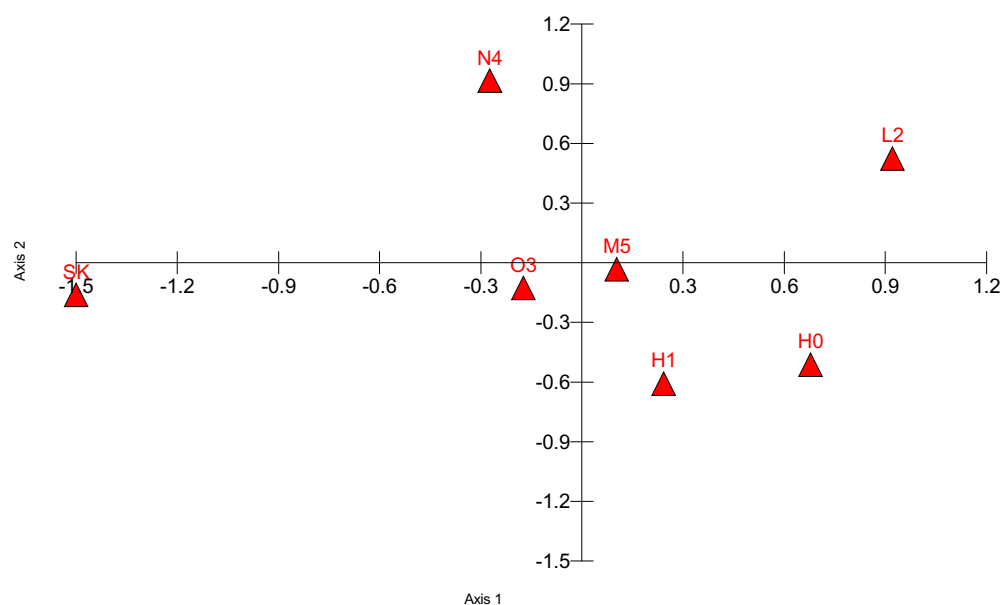
Rys. 50. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości substancji organicznej w glebie i pH gleby



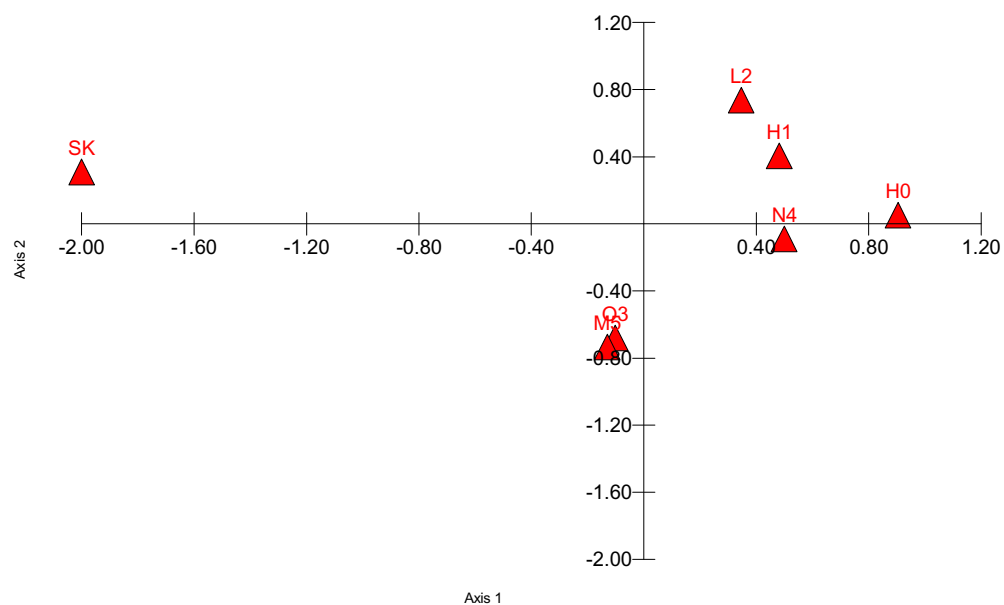
Rys. 51. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości metali w roślinach (wszystkie metale, wszystkie gatunki)



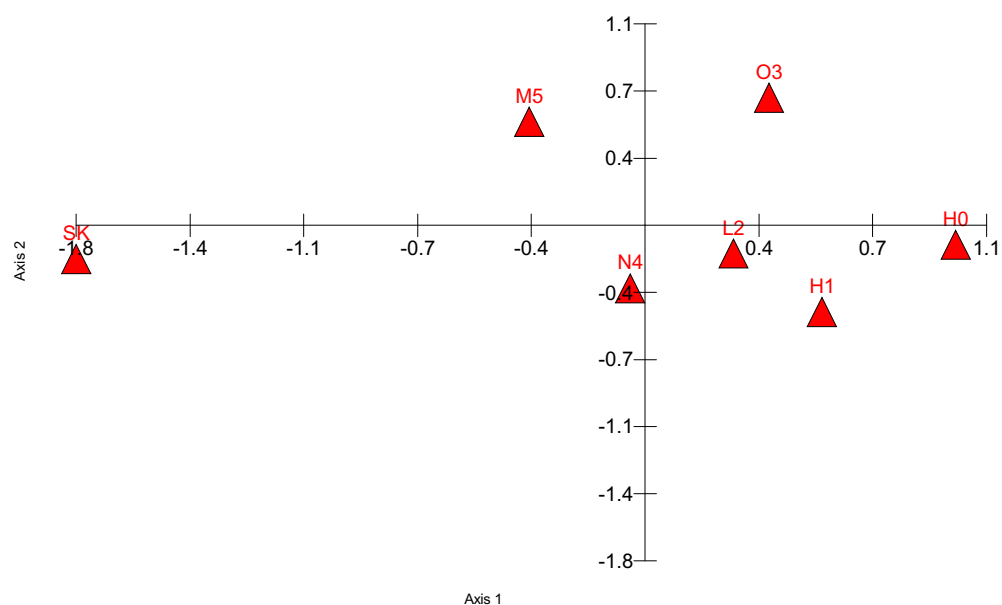
Rys. 52. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości kadmu w roślinach.



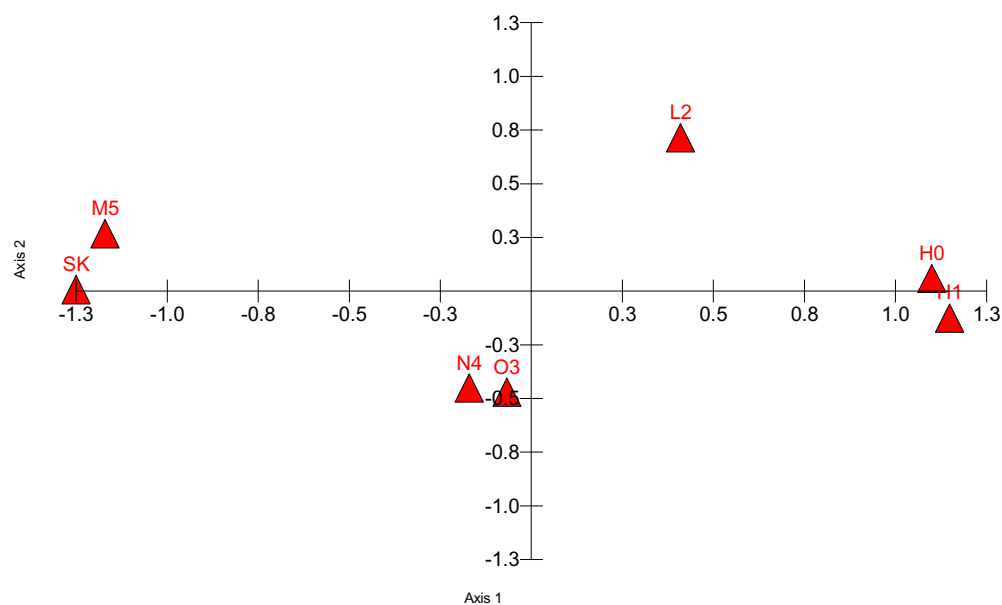
Rys. 53. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości ołowiu w roślinach.



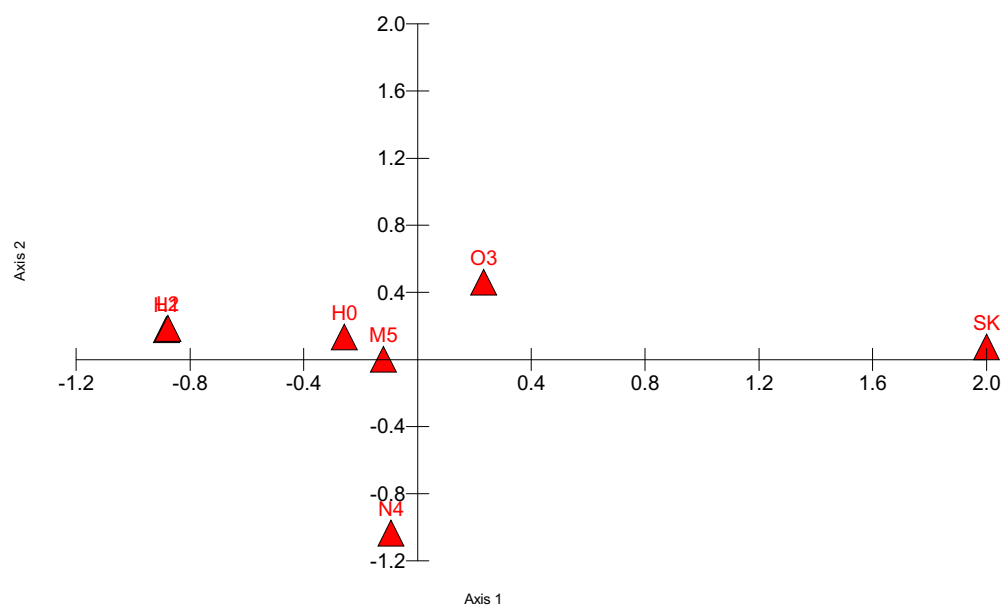
Rys. 54. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości cynku w roślinach.



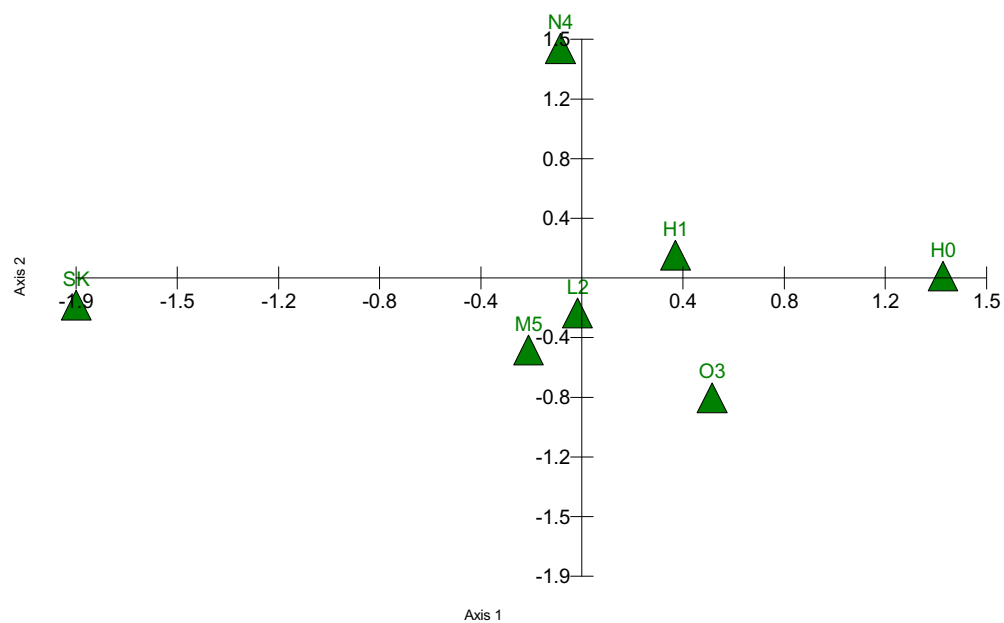
Rys. 55. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości miedzi w roślinach.



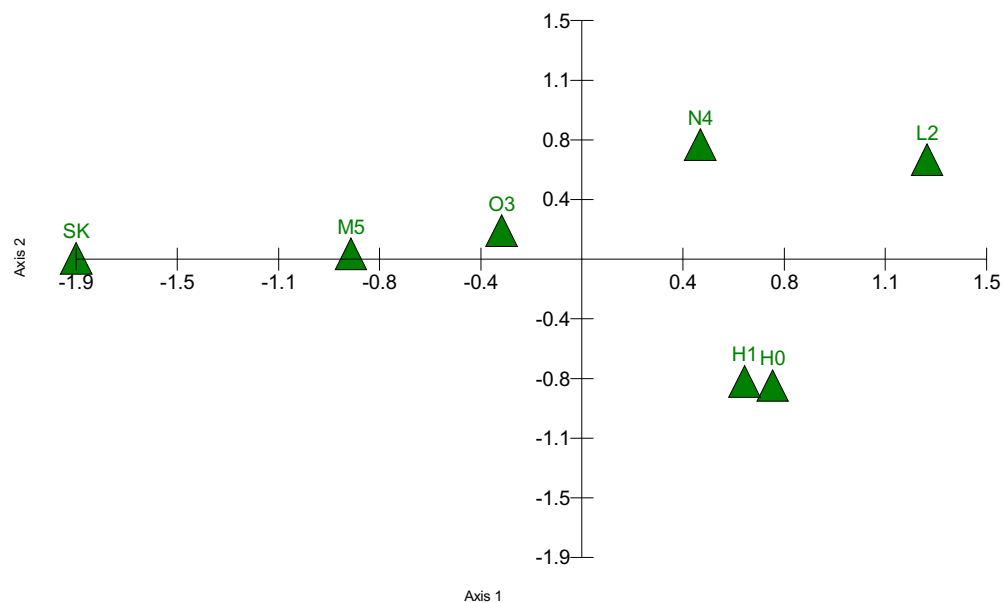
Rys. 56. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości żelaza w roślinach.



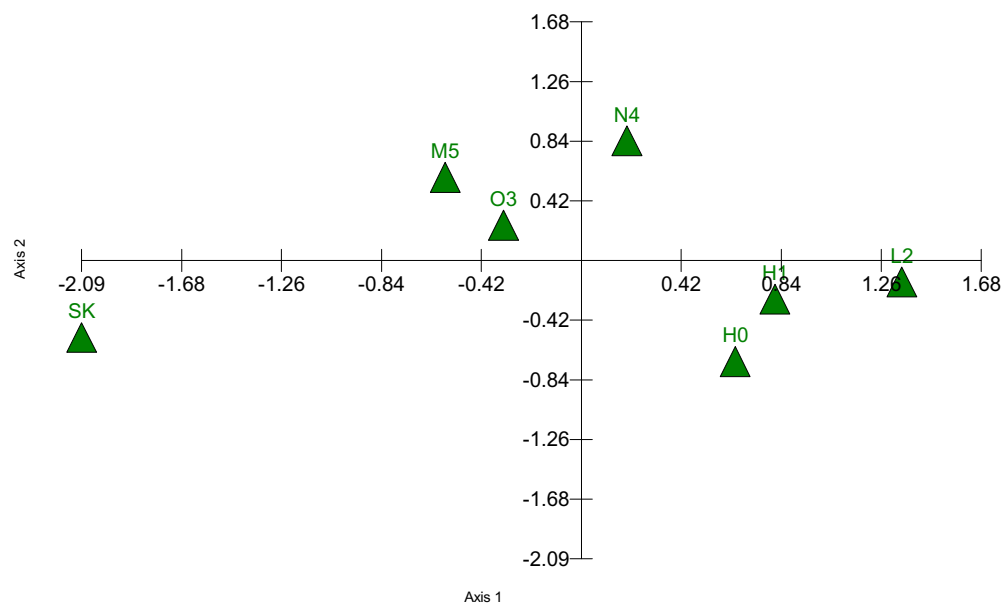
Rys. 57. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości manganu w roślinach.



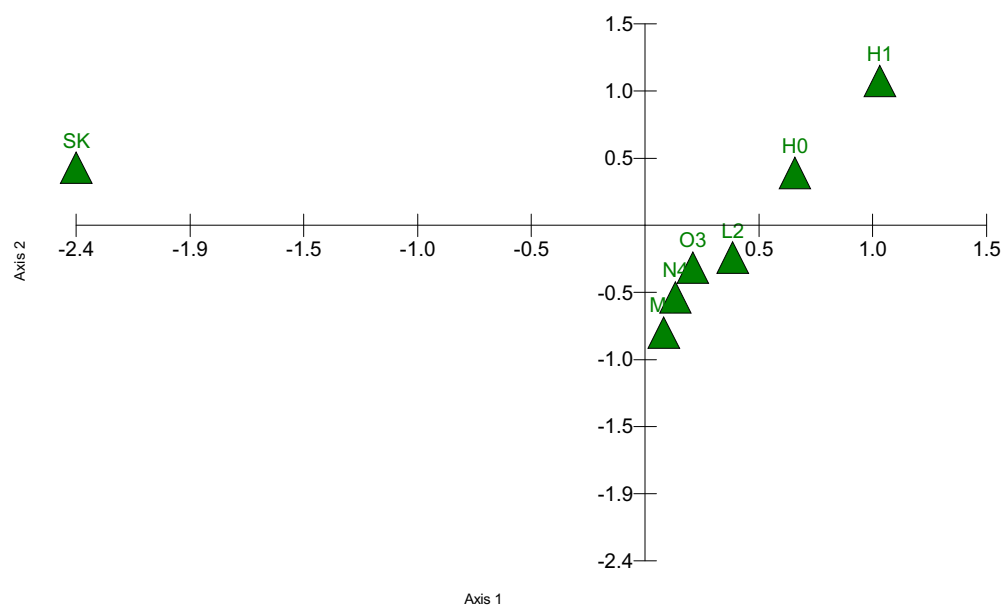
Rys. 58. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości metali w szpilkach *P. sylvestris*



Rys. 59. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości metali w liściach i łodygach *V. myrtillus*



Rys. 60. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości metali w liściach i łodygach *V. vitis-idaea*



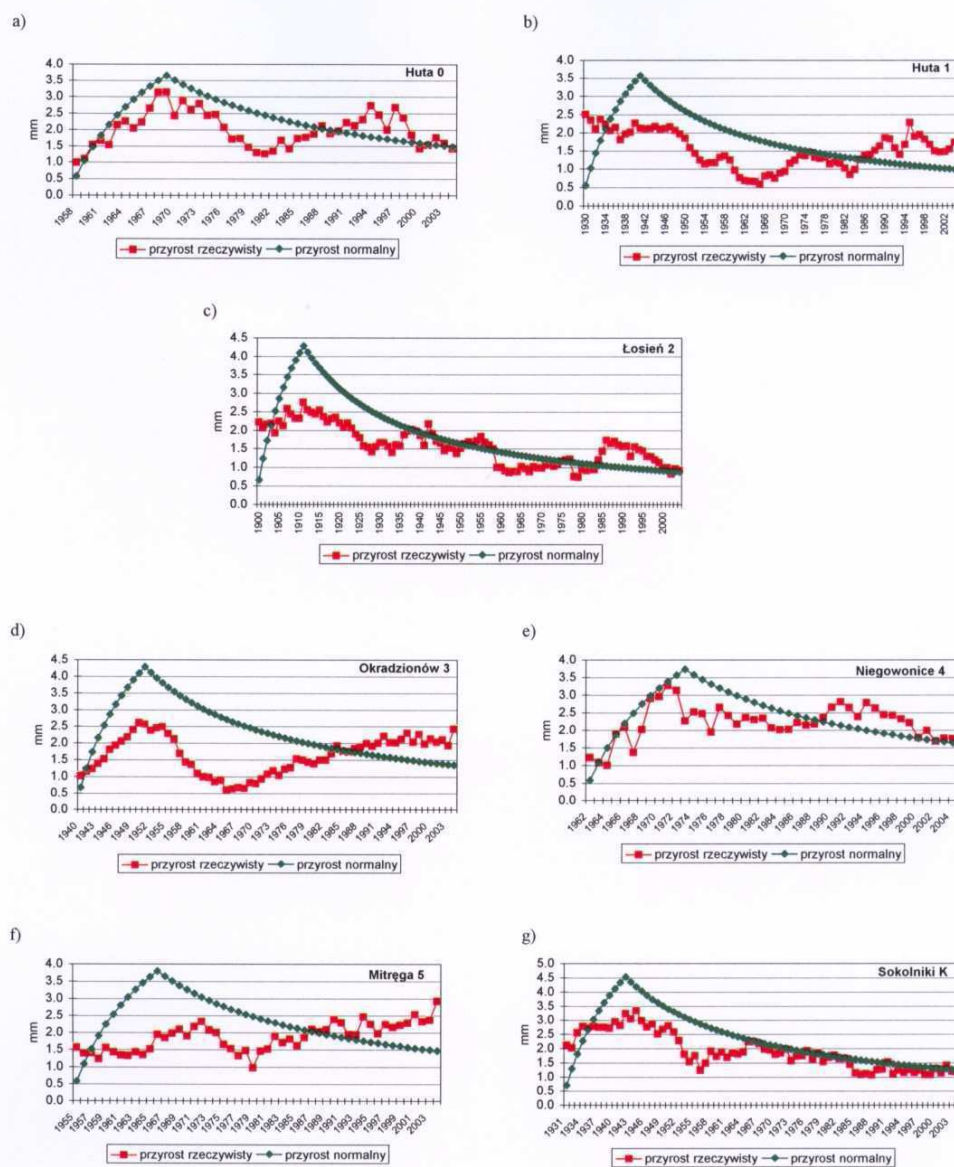
Rys. 61. Diagram ordynacyjny ilustrujący podobieństwo powierzchni badawczych na podstawie zawartości metali w liściach i ogonkach liściowych *F. vesca*

5.8.2. Analiza wielkości przyrostu rocznego grubości drzew w badanych drzewostanach

W celu prześledzenia zmian przyrostu rocznego grubości drzew w badanych drzewostanach porównano wielkość przyrostu rzeczywistego w wieku a z wartością normalnego przyrostu $d_{1,3}$. Wyniki przedstawiono na rysunkach 62 a-g poniżej i w tabelach XVI a-b w Aneksie. Krzywa przyrostu normalnego ma regularny przebieg, gdyż przedstawia ewentualny przyrost, jaki nastąpiłby, gdyby wszystkie czynniki wpływające na przyrost drzew w każdym roku były jednakowe (Rys. 62a-g). Krzywa przyrostu rzeczywistego ma liczne minima i maksima, a wychylenia te są skutkiem panujących warunków wzrostu (Rys. 62a-g). Na większości powierzchni badawczych zaznacza się spadek przyrostów rocznych na początku lat 80-tych, co bezpośrednio wiąże się z uruchomieniem Huty (Rys. 62 a-f). Wartości średnich przyrostów normalnych i rzeczywistych zamieszczono w tabeli 17. Największe różnice pomiędzy przyrostem normalnym a rzeczywistym stwierdzono na powierzchniach badawczych nie sąsiadujących bezpośrednio z emitorem, tj. Okradzionów 3 i Mitręga 5 oraz na powierzchni kontrolnej (Tab. 17). Nie znaleziono tu związku z wiekiem poszczególnych drzewostanów.

Tab. 17. Średni przyrost normalny i rzeczywisty sosny zwyczajnej

Powierzchnia badawcza	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitręga 5	Sokolniki K
Średni przyrost normalny [mm]	2,26	1,83	1,85	2,34	2,38	2,30	2,33
Średni przyrost rzeczywisty [mm]	2,02	1,55	1,61	1,67	2,24	1,92	1,94
Różnica	0,23	0,28	0,25	0,67	0,14	0,38	0,40

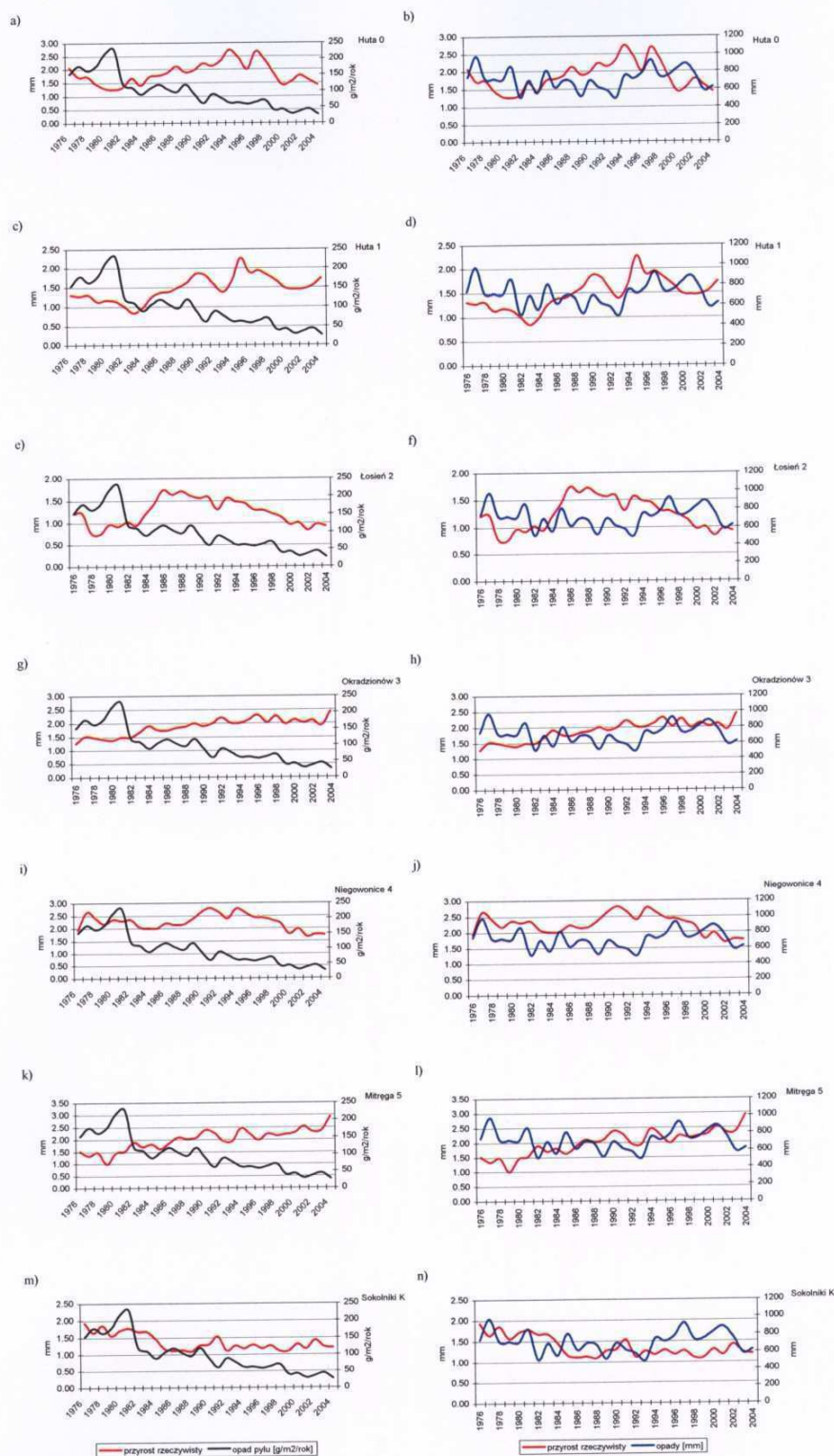


Rys. 62a-g. Porównanie przyrostu rzeczywistego i normalnego drzew badanych drzewostanów

Aby sprawdzić, który z czynników mógł mieć większy wpływ na wielkość rzeczywistego przyrostu rocznego grubości drzew przeprowadzono analizę korelacji biorąc pod uwagę wielkość opadu pyłu oraz wielkość opadu atmosferycznego. Wyniki przedstawiono w tabeli 18. Ze względu na fakt, że wpływ ilości opadów atmosferycznych i zanieczyszczeń przemysłowych na przyrost drzew przejawia się zazwyczaj w następnym sezonie wegetacyjnym analizę przeprowadzono również z rocznym przesunięciem. Nie dały one jednoznacznej odpowiedzi, gdyż wyniki były w większości nieistotne statystycznie. Jednak można skłonić się ku stwierdzeniu, że na badanym terenie większy wpływ na wielkość przyrostu drzew miało zanieczyszczenie atmosfery, gdyż ten czynnik wykazał ujemną korelację dla większości powierzchni badawczych, a dla Huty 1, Okradzionowa 3 i Mitręgi 5 były one istotne statystycznie (Tab. 18). Obserwacje te potwierdzają wyraźne zależności pomiędzy przebiegiem rocznego przyrostu rzeczywistego drzew a opadem pyłu (Rys. 63 a,c,e,g,i,k,m). Natomiast nie zaobserwowano bezpośredniego wpływu sumy opadów atmosferycznych na szerokość przyrostów rocznych sosny na badanych powierzchniach (Rys. 63 b,d,f,h,j,l,n).

Tab.18. Zależność pomiędzy wielkością przyrostów rocznych drzew w drzewostanach badanych powierzchni [mm] i roczną sumą opadów atmosferycznych [mm] oraz wielkością opadu pyłu [g/m²/rok] ($p < 0,05$; wyniki istotne statystycznie wyróżniono kolorem czerwonym)

Powierzchnia badawcza	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitręga 5	Sokolniki K
Roczna suma opadów atmosferycznych [mm]	-0,01	0,10	-0,30	0,07	-0,03	0,00	0,04
Opad pyłu [g/m ² /rok]	-0,28	-0,66	-0,02	-0,83	0,21	-0,88	0,50
Z rocznym przesunięciem							
Roczna suma opadów atmosferycznych	-0,16	0,01	-0,36	0,01	-0,16	-0,02	0,09
Opad pyłu [g/m ² /rok]	-0,32	-0,65	-0,04	-0,87	0,22	-0,76	0,55



Rys. 63a-n. Porównanie przebiegu rocznego przyrostu rzeczywistego drzew z opadem pyłu oraz sumą opadów atmosferycznych

W celu porównania dynamiki zmian szerokości przyrostów rocznych na poszczególnych powierzchniach, wyliczono wartości wskaźników (I), wyrażających stosunek średnich wartości relatywnych przyrostów rocznych grubości w kolejnych przedziałach czasowych. Wartości te przedstawiono w tabelach 19 i 20 oraz na rysunkach 64 a-c. Spadek szerokości przyrostów rocznych zaznaczył się najbardziej na powierzchniach zlokalizowanych najbliżej emitora, tj. Huta 0, Huta 1 i Łosień 2. Wartość wskaźników I_i w pierwszym pięcioleciu po rozpoczęciu pełnej działalności emitora wynosiły odpowiednio 0,68; 0,80 i 0,80 (Tab. 19, Rys. 64a). Na powierzchniach położonych w większej odległości od emitora, przyrosty roczne grubości nie wykazywały tak gwałtownych spadków, a dla drzew w drzewostanie na powierzchni Okradzionów 3 wartość wskaźnika I_l miała wartość większą od jedności (Tab. 19, Rys. 64a). Na wszystkich powierzchniach w kolejnych pięcioleciach, aż do roku 1998, zaobserwowano natomiast wzrost wskaźnika spadku przyrostu grubości (Tab. 19, Rys. 64a). W okresie od 1981r ilość pyłu emitowanego przez Hutę Katowice zmniejszyła się z 56 380 Mg/rok do 4 148 Mg/rok w 1998r (por. Tab. X Aneksu). Na powierzchni kontrolnej wartość wskaźnika I_i zmniejszała się w kolejnych pięcioleciach, co jest zgodne z naturalnym przebiegiem przyrostu grubości drzew w czasie (Tab. 19, Rys. 64a). Analogiczne wskaźniki wyznaczone dla szerszych przedziałów czasowych (dziesięcio- i piętnastoletnich) służyły do zobrazowania ich przydatności podczas wyciągania wniosków dotyczących wykorzystywania wskaźników ekologicznych (Tab. 20, Rys. 64b-c).

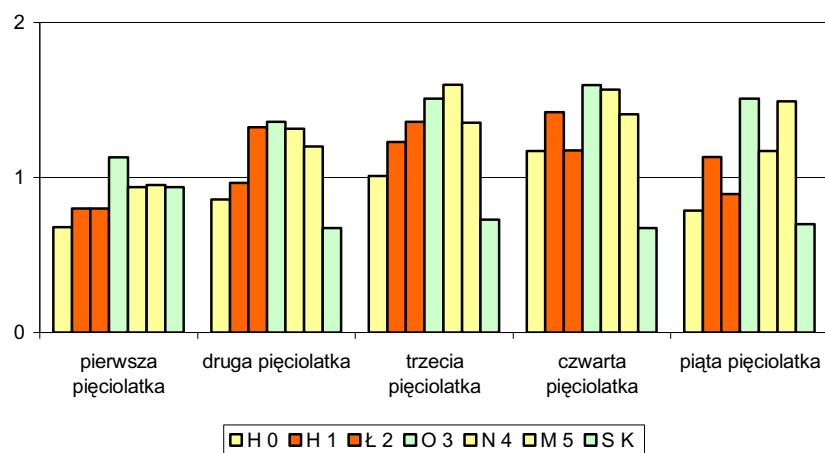
Tab. 19. Wskaźnik $[I]$ spadku przyrostu w kolejnych przedziałach czasowych (por. Rys. 64a, b)

Przedział czasowy po rozpoczęciu działalności emitora	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
Pierwsza pięciolatka $[I_{1;5}]$	0,68	0,80	0,80	1,13	0,94	0,95	0,94
Druga pięciolatka $[I_{2;5}]$	0,86	0,97	1,32	1,36	1,31	1,20	0,67
Trzecia pięciolatka $[I_{3;5}]$	1,01	1,23	1,36	1,51	1,60	1,35	0,73
Czwarta pięciolatka $[I_{4;5}]$	1,17	1,42	1,17	1,60	1,57	1,41	0,67
Piąta pięciolatka $[I_{5;5}]$	0,79	1,13	0,89	1,51	1,17	1,49	0,70
Pierwsza dziesięciolatka $[I_{1;10}]$	0,66	0,96	1,07	1,44	0,85	0,93	0,79
Druga dziesięciolatka $[I_{2;10}]$	0,94	1,45	1,28	1,80	1,17	1,19	0,69

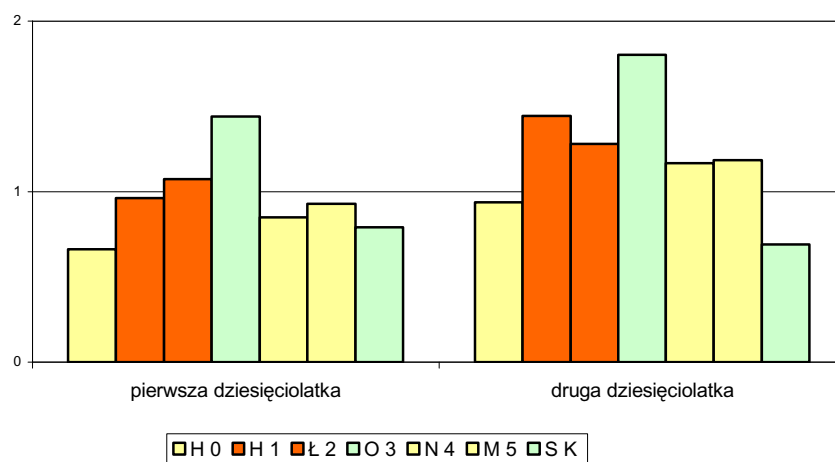
Tab. 20. Wskaźnik $[I]$ spadku przyrostu (por. Rys. 64 c)

Przedział czasowy przed i po rozpoczęciu działalności emitora w latach	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
5 lat $[I_{1;5}]$	0,68	0,80	0,80	1,13	0,94	0,95	0,94
10 lat $[I_{1;10}]$	0,66	0,96	1,07	1,44	0,85	0,93	0,79
15 lat $[I_{1;15}]$	0,72	1,26	1,21	1,78	0,86	1,02	0,73

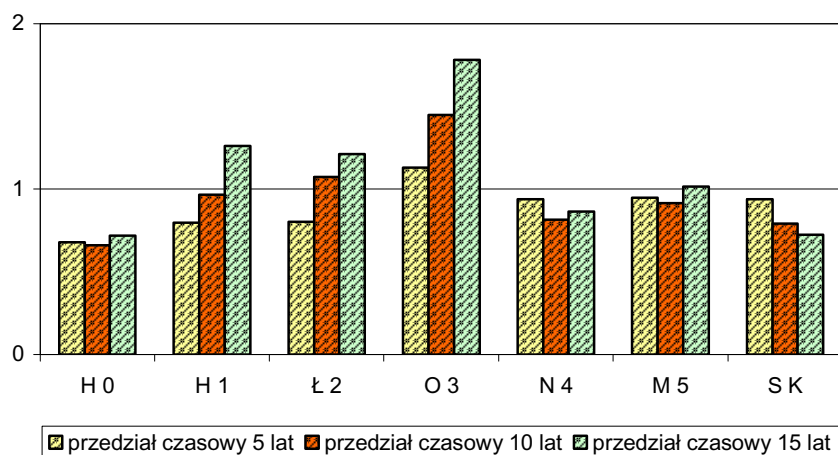
a)



b)



c)



Rys. 64 a - c. Wskaźnik spadku przyrostu drzew badanych drzewostanów w różnych przedziałach czasowych (por. Tab. 19 i 20)

6. Dyskusja wyników i podsumowanie

6.1. Kierunek i dynamika zmian wybranych wskaźników ekologicznych w fitocenozach obciążonych zanieczyszczeniami przemysłowymi

6.1.1. Odczyn gleby i zawartość substancji organicznej

Emitowane przez przemysł zanieczyszczenia powietrza wywierają wpływ na otaczające środowisko, szczególnie na roślinność i glebę. W skład zanieczyszczeń wchodzi znaczna ilość pierwiastków (Ca, Mg, Mn, S, Fe, Cu, Zn i in.), które roślina może wykorzystywać w procesie wzrostu. Niektóre składniki zanieczyszczenia powietrza można, więc traktować jako elementy podnoszące żyzność gleby. Często jednak ilość emitowanych substancji jest za duża dla danego organizmu, a forma związku lub sam związek są toksyczne dla roślin [CIEPAŁ 1999]. W wyniku działalności człowieka najwolniej, wśród wszystkich elementów środowiska przyrodniczego, trwałemu zanieczyszczeniu ulega gleba, ale też proces ten jest praktycznie nieodwracalny na przestrzeni wielu pokoleń [KUCHARSKI i in. 1993]. Dlatego znajomość kwestii zawartości metali w glebach może być niezwykle istotna przy ocenie degradacji środowiska glebowego na terenach zanieczyszczonych [PRZYBYLSKI 1985; LOREK 1993].

Najbardziej zmienną wielkością w warunkach polowych, charakteryzującą glebę jest **pH** [GORLACH 1995, KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999, LAUREYSENS i in. 2004, BASTA i in. 2005]. Gleby Polski mają odczyn wahający się w szerokich granicach od bardzo kwaśnego do zasadowego. Przeważają gleby o odczynie kwaśnym – zajmują one 50 % powierzchni kraju, gleby słabo kwaśne – 30 %, a obojętne i zasadowe – 20 % [GLIŃSKI 1980]. Występujące na terenie badań piaszczyste gleby bielcowe są ubogie w substancję organiczną i pierwiastki biogenne, podatne na przemnywanie wodami opadowymi, a ich właściwości sorpcyjne są ograniczone [GRESZTA 1975; UGGLA, UGGLA 1979; BARTYZEL 1989; TYSZKA i in. 1998]. W warunkach naturalnych gleby tego typu, porośnięte borami sosnowymi i mieszanymi, mają odczyn kwaśny i bardzo kwaśny. Wartość pH w najbardziej zewnętrznej warstwie osiąga przeważnie 3,5 – 4,0, wzrastając w głąb profilu o 1 – 1,5 jednostki. Spowodowane jest to procesami humifikacji ściółki z wydzielaniem jonów H^+ [POLAKOWSKA 1972; UGGLA, UGGLA 1979; MATUSZKIEWICZ 2001].

Uzyskane wyniki pomiaru pH (Tab. III Aneksu, Rys. 5) pozwalają zaklasyfikować glebę z trzech powierzchni badawczych do grupy gleb słabo kwaśnych. Na powierzchni

Huta 0 odczyn gleby wahał się od 5,4 – 6,2 w 2003r (5,4 - 6,2 w 2004r) w głąb profilu, natomiast na powierzchni Mitrega 5 (powierzchnia położona najdalej od emitora) od 6,4 – 6,9 w 2003r i 6,4 - 6,8 w 2004r w głąb profilu. Średnia wartość pH na tych stanowiskach ulegała podwyższeniu wraz z oddalaniem się od emitora zanieczyszczeń. Jednak przeprowadzona analiza korelacji nie potwierdza tej zależności, gdyż współczynnik rang Spearmana był nieistotny statystycznie, czego przyczyną mogły być niewielkie różnice w wartości odczynu między poszczególnymi powierzchniami. Natomiast zależność zmiany pH wraz z głębokością, potwierdzają również badania WILCZKA [2001], WYŻGOLIKA [1999], BRAMORY [1987]. MOSOŃ-KUBALA [1997] na tym samym terenie badań ustaliła pH dla zewnętrznej warstwy gleby (0-10 cm) w przedziale 5,6 – 6,0 i wykazała spadek wartości tego parametru w głąb profilu do głębokości 30 cm. Ta sama autorka potwierdziła jednak wzrost odczynu w miarę oddalania się od źródeł emisji. Podobnie LOREK [1993] odnotowuje obniżenie wartości pH wraz z głębokością gleby. Spotykamy się, więc tu z zachwianiem prawidłowości w rozmieszczeniu pH w obrębie profilu glebowego. Taka sytuacja może być tłumaczona wpływem alkalizujących pyłów, które równoważą działanie kwasów organicznych i jonów H^+ wydzielanych w trakcie rozkładu ściółki iglastej. Według badań zawartych w niniejszej pracy, zawartość siarki w glebie (Tab. III Aneksu, Rys. 7) malała wraz ze wzrostem odległości od emitora, co mogło mieć bezpośredni wpływ na różnice w wartości odczynu gleby na kolejnych powierzchniach badawczych. Uzyskane wyniki wskazują, więc na alkalizujący charakter pyłów i zakwaszające emisje gazowe. Dotychczas autorzy [LOREK 1993, BARTYZEL 1988, WILCZEK 2001] wskazywali w swych badaniach na postępujący wzrost wartości pH na badanym terenie, jednak zarówno otrzymane w badaniach jak i zawarte w pracy MOSOŃ-KUBALI [1997] wyniki świadczą o niewielkim obniżeniu wartości odczynu gleby wraz z upływem czasu. Na powierzchni kontrolnej w Sokolnikach wartość pH mieściła się w granicach od 4,0 do 5,6 w 2003r i od 4,1 do 5,7 w 2004r, wartości te, więc były niższe od uzyskanych na powierzchniach położonych w bezpośrednim sąsiedztwie emitora.

Substancja organiczna to jeden z podstawowych oraz najbardziej charakterystycznych składników gleby. Jest ona jednym z głównych źródeł kwasów w glebie, wobec tego ma decydujący wpływ na pH gleby. GASZ [1996] w glebie z Białowieży zanotował wartości substancji organicznej od 4,6 do 5,5 %, natomiast w glebie z Ochojca od 2,3 do 3,6 %. WYSOCKA [1986] w glebie z terenu Elektrowni „Jaworzno III” stwierdziła zawartość substancji organicznej od 0,1 do 1,4 %. W przeprowadzonych obecnie badaniach zawartość substancji organicznej mieściła się w podobnym zakresie (Tab. III Aneksu, Rys.6), przy czym najwyższe jej ilości

odnotowano na powierzchni kontrolnej Sokolniki K (1,8-13,1 w 2003r i 2,1-19,3 w 2004r), gdzie pH przyjmowało wartości najniższe. Na wszystkich powierzchniach zaobserwowano spadek zawartości substancji organicznej w miarę zwiększania się głębokości gleby. Taką zależność potwierdza w swoich badaniach PISAREK [2001], gdzie wraz z głębokością profilu zawartość materii organicznej w niżej zalegających poziomach obniżała się i kształtowała na poziomie 0,2 do 5,9%.

6.1.2. Zawartość wybranych pierwiastków w glebie

Zawartość **siarki** całkowitej w glebie zależy od rodzaju skały macierzystej oraz od ilości substancji organicznej w glebie. Ilość siarki w glebach waha się w szerokich granicach 10 - 18 000 mg/kg s.m. [SIUTA 1980], jednak zazwyczaj nie przekracza 2 000 mg/kg s.m. gleby [LITYŃSKI, JURKOWSKA 1982].

Zawartość siarki w górnym poziomie gleb badanych terenów mieści się w zakresie 319,0 mg/kg - 924,0 mg/kg s.m. w poziomie 0 - 10 cm a na powierzchni kontrolnej średnio 262,0 mg/kg s.m. w tym samym poziomie (Tab. III Aneksu, Rys. 7). Są to wartości zbliżone do wyników innych autorów. CIEPAŁ [1999] odnotował wartości 100 - 450 mg/kg s.m. w glebach terenów chronionych województw śląskiego i małopolskiego. KURTOK [2001] podaje ilości siarki w granicach 120,0 - 608,0 mg/kg s.m. w glebach parków miejskich Chorzowa i Katowic. Na tym samym terenie strefy ochronnej Huty Katowice badania prowadził WILCZEK [2001] i uzyskane przez niego dane są znacznie niższe: 22,0 - 283,0 mg/kg s.m. Wszyscy autorzy wskazali na największą koncentrację tego pierwiastka w najbardziej wierzchniej warstwie gleby.

Wapń, choć nie należy do pierwiastków śladowych, wzbudza coraz większe zainteresowanie, gdyż należy do podstawowych składników pokarmowych roślin. Ponadto pełni ważną rolę w kompleksie sorpcyjnym gleby, gdyż sprzyja tworzeniu się struktury gruzełkowatej, a ta z kolei warunkuje obecność wody i powietrza [wg WIĄCKOWSKI 1998]. Wapń wpływa także, poprzez zasadowe związki jakie tworzy, na pH gleby - zobojętnia jej kwasowość, co sprzyja przyswajaniu składników pokarmowych przez rośliny. Zawartość wapnia w glebach Polski kształtuje się różnie w zależności od typu, rodzaju i gatunku oraz budowy morfologicznej. Granice ilości wapnia w warstwie 15-25 cm to 4 000 - 40 000 mg/kg s.m. Najmniejsze ilości wapnia zawierają gleby bielcowe i rdzawe [LITYŃSKI, JURKOWSKA 1982].

Na badanym obszarze analizy zawartości wapnia w glebie prowadził CIEPAŁ [1984] uzyskując następujące wyniki w poszczególnych przedziałach głębokości gleby: w 1978r 1 000 - 4 400 mg Ca/kg s.m. (0-10 cm), 100 - 500 mg Ca/kg s.m. (10-20 cm) i 50

- 100 mg Ca/kg s.m. (20-30 cm) oraz w 1982r odpowiednio: 1 700 - 5 000 mg/kg s.m., 250 - 500 mg/kg s.m. i 50 - 100 mg/kg s.m. Uzyskane w obecnych badaniach wyniki (Tab. III Aneksu, Rys. 8) wskazują na podobne ilości wapnia w glebach badanego obszaru. ŁUKASIK [2006] w glebach buczyn województwa śląskiego stwierdziła od 5 307 mg Ca/kg s.m. do 16 942 mg/kg s.m. Badania wszystkich autorów wykazały spadek zawartości wapnia wraz ze wzrostem głębokości. Takiej zależności nie odnotowała PAWLUCZUK [2000] badając gleby w okolicy Elektrowni „Połaniec” (woj. lubelskie), gdzie zawartość wapnia mieściła się w granicach 96,5 - 120,9 mg/kg s.m.

Zawartość **magnezu** rozpatrywano głównie z punktu widzenia jego roli jako czynnika przeciwdziałającego postępującej degradacji gleb [LOREK 1993]. Nie jest on zaliczany do pierwiastków śladowych, jest jednak niezbędnym składnikiem pokarmowym. Ze względu na postępujące w wielu częściach kraju zakwaszanie gleb, coraz mniejsze jego ilości spotyka się w roślinach. W przyrodzie magnez występuje jako składnik minerałów pierwotnych i wtórnych. Dostaje się on również do gleb wraz z opadami atmosferycznymi. Gleby bielcowe zaliczane są do ubogich w magnez, przy czym proces wymywania jonów jest szczególnie niekorzystny i intensywny na glebach lekkich, zawierających małe ilości próchnicy i części spławialnych, a więc ubogich w składniki pokarmowe. Zjawisko wymywania magnezu z poszczególnych warstw gleb lekkich związane jest ponadto z niskim pH tych gleb [LOREK 1993]. KABATA-PENDIAS i PENDIAS [1999] podają najczęstszy zakres zawartości magnezu w glebie od 1 000 do 9 000 mg/kg s.m.

Na badanych powierzchniach maksimum zawartości magnezu występowało, podobnie jak i innych metali w warstwie 0 - 10 cm (Tab. III Aneksu, Rys. 9): średnio 420 - 750 mg/kg s.m. i malało wraz ze wzrostem głębokości do 42 - 116 mg/kg (40 - 50 cm). Analizę zawartości tego pierwiastka w glebie przeprowadziła także na tym samym terenie LOREK [1993], która podaje jego ilości w zakresie 57,6 - 116,0 mg/kg s.m. (0-5 cm) i 41,0 - 81,0 mg/kg s.m. (5-25 cm) w 1977r. CIEPAŁ [1984] podaje zaś nieporównywalnie większe zawartości 6 000 - 7 000 mg Mg/kg s.m. (0-10 cm), 400 - 3 000 mg/kg s.m. (10-20 cm) i 100 - 300 mg/kg s.m. w 1978r oraz 8 000 - 11 000 mg/kg (0-10 cm), 350 - 3000 mg/kg (10-20 cm) i 100 - 400 mg/kg s.m. (20-30 cm) w roku 1982. W latach 1986 - 1988 kolejne analizy na tym terenie prowadziła LOREK [1993] i uzyskała następujące wyniki: 530 - 639 mg Mg/kg s.m. (0-5 cm) i 54 - 110 mg Mg/kg s.m. (5-25 cm). Uzyskane podczas aktualnych badań wyniki są więc zbliżone do podawanych przez LOREK z 1993 roku. Niedobór magnezu w glebie może mieć związek z nasilającym się procesem zakwaszania gleb (kwaśne deszcze, kwaśne nawozy mineralne).

Na podstawie całkowitej zawartości metali ciężkich w glebie można oszacować potencjalne zagrożenia dla środowiska i ludzi (możliwość bezpośredniego wchłonięcia zwiewanych cząstek gleby). Ma ona również istotne znaczenie w kontekście ewentualnej konieczności poddania skażonej gleby procesom remediacji przed dalszą rekultywacją [VERNER i in. 1996, MAIZ i in. 2000, BARONA i in. 2001, KELLER, HAMMER 2004]. Wśród autorów zajmujących się problematyką skażenia środowiska popularną metodą określania składników dopływających do gleby, a więc do oceny stopnia jej zanieczyszczenia, jest ługowanie $2n\text{ HNO}_3$ [OSTROWSKA i in. 1991; BLAKE, GOULDING 2002; WYŻGOLIK i in. 2002; KABATA-PENDIAS 2004; ŁUKASIK 2006] i taką metodę zastosowano w niniejszej pracy.

Naturalna zawartość **kadm** w glebach, związana z jego występowaniem w skałach macierzystych, jest bardzo mała. DUDKA i SAJDAK [1992] podają za naturalną zawartość kadmu w glebach 0,1 - 0,6 mg/kg s.m., zaś za wartość krytyczną 3 - 5 mg/kg s.m.

W niniejszych badaniach (Tab. IV Aneksu, Rys. 11), na terenach położonych w bezpośrednim sąsiedztwie emitora, odnotowano od 4,36 mg Cd/kg s.m. do 11,03 mg Cd/kg s.m. w warstwie 0 - 10 cm, są to, więc ilości wskazujące na znaczne skażenie obszaru tym metalem. Na powierzchni kontrolnej Sokolniki K zawartość kadmu była niższa (1,63 - 2,21 mg/kg s.m.), ale również wskazująca na obciążenie gleby tym pierwiastkiem.

W pierwszym okresie działalności Huty Katowice zawartość kadmu na obszarze ochronnym zakładu wzrastała, i tak w roku 1977 wynosiła 1,0 - 1,5 mg/kg s.m. gleby [LOREK 1993], w 1978r wzrosła do 20 mg/kg s.m., a w 1982 do 10 - 35 mg/kg s.m. [CIEPAŁ 1984]. Badania z roku 1986 wskazywały na spadek zawartości kadmu do 3,5 - 4,4 mg Cd/kg s.m., natomiast już kolejne obserwacje w latach 1987 - 1988 ukazały ponowny wzrost zawartości do 4,1 - 11,7 mg Cd/kg s.m. [LOREK 1993]. Potwierdzają to także badania CIEPAŁA – w latach 1988-1989 zawartość kadmu wynosiła do 3,0- 17,9 mg/kg s.m. CIEPAŁ [1992], natomiast już w roku 1996 wykazano zawartość 15 - 50 mg Cd/kg s.m. CIEPAŁ [1996]. Wyraźny spadek zawartości tego metalu stwierdziła w swych badaniach MOSOŃ-KUBALA [1997] uzyskując wartości 2,0 - 9,2 mg Cd/kg s.m.. Obserwacje te potwierdza również WILCZEK [2001] przytaczając wyniki 1,3 - 5,8 mg Cd/kg s.m. Aktualne wyniki wskazują na ponowny wzrost zawartości kadmu w glebach badanych terenów.

Ołów jest jednym z najmniej ruchliwych pierwiastków w glebach. Układ pionowego rozmieszczenia wskazuje wyraźnie na jego nagromadzenie się

w powierzchniowych warstwach gleb [LOREK 1993]. Jako naturalną zawartość ołowiu w glebie DUDKA i SAJDAK [1992] podają zakres 8 - 25 mg/kg s.m., a za zawartość krytyczną 100 - 400 mg/kg s.m.. Ci sami autorzy wskazują, iż średnia zawartość ołowiu w gruntach województwa katowickiego waha się od 15 - 690 mg/kg s.m.

Według przeprowadzonych badań gleba badanego terenu charakteryzuje się podwyższoną zawartością tego pierwiastka, która wynosi średnio od 5,0 mg/kg s.m. (40-50 cm) do 240 mg/kg s.m. (0-10 cm) (Tab. IV Aneksu, Rys. 12). Na tym obszarze w minionych latach kolejni autorzy wskazywali bardzo różne zawartości ołowiu w glebie, i tak LOREK [1993] w 1977r podaje od 60 mg Pb/kg s.m.(0-5 cm) do 40,0 mg Pb/kg s.m. (5-25 cm). CIEPAŁ (1984) w 1978r odnotował od 180 mg Pb/kg s.m. (0-10 cm) do 10 mg Pb/kg s.m. (10-20 cm), natomiast w roku 1982 już od 300 mg/kg s.m. (0-10 cm) do 10 mg/kg s.m. (20-30 cm). Następnie LOREK (1993) w 1987r otrzymała wyniki od 400 mg Pb/kg s.m. (0-5 cm) do 39 mg Pb/kg s.m. (5-25 cm). W latach 1988 - 1989 CIEPAŁ [1992] odnotował od 622 mg Pb/kg s.m. do 21 mg Pb/kg s.m., natomiast już w roku 1996 stwierdził w kolejnych badaniach spadek zawartości ołowiu, którego zawartości wynosiła od 390 mg Pb/kg s.m. (0-10 cm) do 10 mg Pb/kg s.m. (10-20 cm) [CIEPAŁ 1992]. MOSOŃ-KUBALA [1997] natomiast odnotowała ponowny wzrost zawartości tego metalu podając od 448 mg Pb/kg s.m. (0-10 cm) do 139 mg Pb/kg s.m. (10-2cm) i do 38,2 mg Pb/kg s.m. w poziomie 20-30 cm. Na kolejne zmniejszenie zawartości ołowiu w glebie badanego terenu wskazują badania WILCZKA [2001], który przytacza wartości od 131,0 mg/kg s.m. (0-10 cm) do 6,7 mg/kg s.m. (20-30 cm). Wskazane przez wszystkich autorów zawartości ołowiu w glebie znajdują odzwierciedlenie w wielkości emisji tego pierwiastka w latach 1985 – 2001, bowiem ulegała ona bardzo dużym wahaniom, na co wskazują dane B.O.Ś.-Huta Katowice S.A. [2002, 2006] (Tab. I Aneksu). Niemniej jednak wszyscy autorzy wskazują na maksymalną zawartość ołowiu w górnej warstwie gleby i jej spadek wraz ze wzrostem głębokości.

Zawartość i profilowe rozmieszczenie **cynku** w glebach naturalnych jest związane z ilością tego pierwiastka w skałach macierzystych, właściwościami fizykochemicznymi gleby i jej biologiczną aktywnością [MALCZYK 1996; GWOREK, DEGÓRSKI 1997]. Autorzy Ci podkreślają fakt, że maksymalna ilość tego pierwiastka w większości typów gleb, a zwłaszcza bielicowych, koncentruje się w zewnętrznej, organicznej warstwie i zmniejsza się wraz z głębokością. Średnia zawartość cynku dla gleb Polski wynosi 32,3 mg/kg przy zakresie wahań 14 - 100 mg/kg s.m. [DUDKA, SAJDAK 1992]. KABATA-PENDIAS i PENDIAS [1999] podają zakres zawartości cynku w glebach bielicowych kraju od 7 - 150 mg/kg (średnia: 30 mg/kg), a w glebach zanieczyszczonych emisjami pochodzącymi z górnictwa

i hutnictwa metali od 1 665 - 13 800 mg/kg. Cynk określany jest jako pierwiastek średnio ruchliwy lub ruchliwy. Wprawdzie ulega on łatwemu wiązaniu przez substancję organiczną, minerały ilaste i krzemiany, jednak jego dynamika i biodostępność wzrasta wraz z obniżaniem się odczynu gleb [LITYŃSKI, JURKOWSKA 1982; KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999].

W niniejszej pracy (Tab. IV Aneksu, Rys. 13) zawartość cynku w górnej warstwie (0-10 cm) gleb powierzchni badawczych położonych w okolicach emitora Huta Katowice wynosi: 75,0 - 196,0 mg/kg s.m. Zawartość tego pierwiastka wyraźnie, chociaż nieproporcjonalnie, maleje wraz z głębokością i w warstwie 40-50 cm osiąga zakres 21,2 - 49,4 mg/kg s.m. Oznacza to, że przeważająca ilość cynku w badanych glebach pochodzi z zanieczyszczeń (opadających pyłów). MALCZYK [1996] podaje dla gleb bielcowych województwa bydgoskiego 20 - 24 mg Zn/kg s.m., a GRESZTA i PANEK [1989] w zewnętrznych warstwach gleb Puszczy Białowieskiej 65 - 85 mg Zn/kg s.m. Są to wyniki dla lekkich piaszczystych gleb z obszarów bardzo słabo zanieczyszczonych. Obciążenie cynkiem powierzchniowych warstw gleb terenu badań, podane w niniejszej pracy, jest wyraźnie wyższe. Porównanie uzyskanych wyników z rezultatami badań prowadzonymi wcześniej na tym samym obszarze wskazuje na spadek obciążenia cynkiem gleb okolic Huty Katowice w ostatnich latach. W początkowym okresie działalności emitora gleby zawierały od 100 - 700 mg Zn/kg s.m. (0-10 cm), co stwierdził CIEPAŁ [1984]. BRAMORA [1987] podaje ilość 31 - 278 mg Zn/kg s.m. w warstwie 0-10 cm, natomiast BARTYZEL [1989] na tej samej głębokości stwierdziła 5- 395 mg Zn/kg s.m.. Na tym samym terenie LOREK [1993] podaje, z warstwy 0-5 cm, 230 - 560 mg Zn/kg s.m., natomiast CIEPAŁ [1996] w warstwie 0-10 cm oznaczył zakres cynku na 300 - 810 mg/kg s.m. Badania MOSOŃ-KUBALI [1996] na tym samym obszarze wykazały zakres niższy: 362 - 515 mg Zn/kg s.m., a WILCZEK [2001] podaje już tylko 83 - 284 mg Zn/kg s.m. Ponadto wszyscy autorzy potwierdzają wyraźny spadek zawartości cynku w głąb profilu glebowego.

Naturalna zawartość **miedzi** w glebie jest ściśle związana z jej występowaniem w skałach macierzystych oraz rodzajem i typem gleby. Całkowita zawartość miedzi w powierzchniowej warstwie gleb niezanieczyszczonych kształtuje się na poziomie 1 - 140 mg/kg s.m. [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1993]. Natomiast DUDKA i SAJDAK [1992] za naturalną zawartość miedzi w glebach Polski podają zakres 2,0 - 20,0 mg/kg s.m. (średnio 6,3 mg/kg s.m.). W glebach skażonych zawartość miedzi może dochodzić do 1 600 mg/kg s.m. [CIEPAŁ 1992, 1999]

Uzyskane w niniejszej pracy wyniki zawartości miedzi w powierzchniowej warstwie gleby (0 - 50 cm), zawierające się w granicach 1,4 - 16,5 mg/kg s.m. (Tab. IV Aneksu, Rys. 14),

mieszczą się w zakresie naturalnej zawartości tego pierwiastka w glebach. Na badanym terenie, podobnie jak w przypadku cynku, można prześledzić na przestrzeni lat początkowy stopniowy wzrost jego zawartości, a następnie spadek. I tak LOREK [1993] w 1977r stwierdziła 1,15 - 1,40 mg Cu/kg s.m., CIEPAŁ w 1978r odnotował ilość 5 mg Cu/kg s.m., a w roku 1982 na tym samym obszarze już 20 - 35 mg/kg s.m [CIEPAŁ 1984]. Następne badania okolic Huty Katowice w 1986r wykazały 12,0 - 13,1 mg Cu/kg s.m., a w roku 1988 już 16 - 36 mg/kg s.m LOREK [1993]. CIEPAŁ [1992] natomiast podaje zawartość miedzi w glebie badanych terenów w granicach 21 - 622 mg/kg s.m.. Wyraźnie niższe wyniki otrzymała w swych badaniach KUBALA-MOSOŃ [1997] odnotowując spadek zawartości tego pierwiastka do wartości: 13,0 - 49,0 mg/kg s.m. Uzyskane przez autorów dane znajdują potwierdzenie w zmniejszającej się emisji miedzi pochodzącej z Huty Katowice (Tab. I Aneksu). Wszyscy autorzy odnotowali także spadek zawartości tego pierwiastka wraz z głębokością.

Ze względu na wysokie koncentracje w skorupie ziemskiej, **żelaza** nie zalicza się do pierwiastków śladowych w geochemii, ale w organizmach żywych występuje w rozproszeniu. Ponadto spełniając ważną rolę fizjologiczną, znajduje się w grupie metali niezbędnych do normalnego ich rozwoju. Jego zawartość, jak również sposób rozmieszczenia, są bardzo zróżnicowane. Powierzchniowe poziomy gleb Polski zawierają najczęściej 0,8 - 1,8% Fe, a gleby lekkie piaszczyste 0,32 - 1,07 %. Stężenia żelaza w naturalnych roztworach glebowych, w których stanowi ono główny kation metali ciężkich, wynosi średnio 470 mg/kg. [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1993; 1999].

W glebie badanych terenów podlegających bezpośrednim wpływom emisji Huty Katowice zawartość żelaza mieściła się w granicach 843 - 1 503 mg/kg s.m. w warstwie 0 - 10 cm i 139 - 253 mg/kg s.m. w warstwie 40 - 50 cm (Tab. IV Aneksu, Rys. 15). Na przestrzeni lat zawartość żelaza w glebach badanych terenów ulegała znacznym wahaniom. LOREK [1993] w 1977r w poziomie 0- 5 cm stwierdziła 165 mg Fe/kg s.m. a w poziomie 5 - 25 cm 140 mg Fe/kg s.m. CIEPAŁ [1984] odnotował zawartości tego pierwiastka w 1982 na znacznie wyższym poziomie: 600 - 1500 mg/kg s.m. w warstwie 0 - 10 cm i 60 - 300 mg/kg s.m. w warstwie 20 - 30 cm. Ponownie LOREK [1993], badając te same tereny w 1987r, oznaczyła zawartość żelaza w zakresie od 10 000 mg/kg (0 - 5 cm) do 2 550 mg/kg s.m. (5 - 25cm). Natomiast CIEPAŁ [1992] pięć lat później stwierdził 11 540 mg Fe/kg s.m. w poziomie 0 - 10 cm i 5 100 mg Fe/kg s.m. w poziomie 20 - 30 cm. MOSOŃ-KUBALA [1997] stwierdziła w glebie z badanych terenów okolic Huty Katowice od 3 429 do 5 892 mg Fe/kg s.m. w warstwie 0 - 10 cm i od 767 do 1162 mg Fe/kg s.m. w warstwie 20 - 30 cm. Wydaje się, więc, że obciążenie gleb badanych terenów żelazem uległo

zmniejszeniu. Wszyscy autorzy odnotowali spadek zawartości tego pierwiastka w głąb profilu.

Występowanie **manganu** w glebach zależy zarówno od zawartości w skale macierzystej, jak i od procesu glebotwórczego decydującego o profilu rozmieszczenia. Dodatkowo na poziom tego metalu w glebach wpływa wiele innych czynników, np.: warunki klimatyczne, ukształtowanie terenu, szata roślinna. Średnie zawartości dla różnych rodzajów i typów gleb wynoszą 100 - 1 300 mg/kg. Dla gleb bielcowych w Polsce zakres zawartości manganu w powierzchniowych poziomach wynosi 15 - 1 500 mg/kg [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999], jednak ilość ta może wzrosnąć do 4 500 mg/kg w glebach skażonych [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1979; 1993; ROSS 1993].

Najwyższe zawartości tego pierwiastka przeprowadzone badania wykazały w górnej warstwie gleby (0-10 cm) (Tab. IV Aneksu, Rys. 11), osiągając maksymalne wartości na stanowisku Huta 1: 346,0 mg Mn/kg a minimalne: 187,0 mg Mn/kg na stanowisku Sokolniki K. LOREK [1993] na terenie Huty Katowice podaje wartości 10,4 - 297 mg Mn/kg w warstwie 0-5 cm. CIEPAŁ [1984] natomiast odnotował, na terenach przylegających do Huty Katowice, w warstwie 0-10 cm 40 mg Mn/kg, a na terenie Okradzionów 20 mg Mn/kg. Ilości te są więc zdecydowanie niższe.

W głębszych warstwach gleby zawartość manganu sukcesywnie malała aż do: 7,9 - 30,7 mg/kg. Porównywalne, niskie zawartości manganu w warstwie 5-25 cm uzyskały LOREK (1993) oraz MOSOŃ-KUBALA [1997] badając gleby z terenu strefy ochronnej Huty Katowice (6,2 - 36,8 mg Mn/kg.) CIEPAŁ [1984] stwierdził brak manganu w tych poziomach gleb.

Odnotowane obecnie zawartości manganu w analizowanych glebach mieszczą się w przedziale wartości uznanych za normalne dla gleb tego typu.

W celu zbadania zależności pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w glebie a odległością od emitora wyznaczono współczynniki korelacji rang Spearmana, których wartości przedstawiono w tabeli 4. Dla wszystkich metali ciężkich we frakcji ogólnej oraz dla siarki mają wartość ujemną i istotną statystycznie a dla zawartości substancji organicznej dodatnią, co jest statystycznym potwierdzeniem zmniejszania się zawartości ksenobiotyków wraz ze wzrostem odległości od emitora oraz wzrostu zawartości substancji organicznej. Taką zależność potwierdzili również inni autorzy [CIEPAŁ 1984; BRAMORA 1987; BARTYZEL 1989; LOREK 1993; MOSOŃ-KUBALA 1997; WILCZEK 2001]

W skład ogólnej zawartości metali ciężkich w glebie wchodzi różne formy, o różnej rozpuszczalności i mobilności [ADRIANO, ELRASHI 1994 cyt. za GORLACH, GAMBUŚ 2000]. Dlatego też całkowita ilość metali ciężkich w glebie nie jest odpowiednim,

bezpośrednim wskaźnikiem ich bioprzyswajalności i niekoniecznie jest skorelowana z zawartością dostępną dla roślin [GAMBUŚ 1993; GORLACH 1995; LAUREYSENS i in. 2004]. W niniejszych badaniach zastosowano metodę ekstrakcji gleby 0,01M CaCl_2 , która jest szeroko stosowana na świecie i uznana za procedurę standardową w szacowaniu dostępności metali śladowych dla roślin i organizmów glebowych [GUPTA i in. 1996; MAIZ i in. 1997, 2000; PEIJNENBURG, JAGER 2003; BANG, HESTERBERG i in. 2004; KELLER, HAMMER 2004; BLAKE, GOULDING 2002; KABATA-PENDIAS 2004; LAUREYSENS i in. 2004; ŁUKASIK 2006]. Zawartość frakcji dostępnej metali w badanych glebach przedstawiono w tabeli IV Aneksu.

LAUREYSENS i in. [2004], stosując te same metody ekstrakcji, w glebie z plantacji topoli, otrzymali podobne wyniki dla Cd (0,0001 - 0,021 mg/kg s.m.), Zn (0,01 - 5,40 mg/kg s.m.) i Mn (0,08 - 1,00 mg/kg s.m.) oraz znacznie niższe dla Cu (0,026 - 0,174 mg/kg s.m.), Fe (0,33 - 1,50 mg/kg s.m.), i Pb (0,0001 - 0,021 mg/kg s.m.), przy czym jedynie zawartość żelaza we frakcji całkowitej była znacznie niższa od uzyskanej w niniejszej pracy. Natomiast ŁUKASIK [2006] w glebie ze starodrzewów bukowych Wyżyny Śląsko-Krakowskiej oznaczyła znacznie wyższe ilości wszystkich wymienionych pierwiastków we frakcji dostępnej dla roślin. Na zróżnicowany poziom dostępności metali śladowych dla roślin ma wpływ szereg czynników takich jak właściwości fizyczne i chemiczne gleby a głównymi są odczyn, zawartość substancji organicznej i zawartość minerałów ilastych (BLAKE, GOULDING 2002, KABATA-PENDIAS 2004, LAUREYSENS i in. 2004). Rozpuszczalność metali ciężkich w glebie zmniejsza się wraz ze wzrostem zawartości próchnicy, minerałów ilastych, tlenków Fe, Al i Mn oraz na ogół jest większa przy kwaśnym odczynie aniżeli w warunkach odczynu obojętnego. Jednym z podstawowych procesów, od którego zależy bioprzyswajalność metali ciężkich jest ich uwalnianie z fazy stałej roztworu glebowego [GORLACH, GAMBUŚ 2000]. Wartości pH są głównym czynnikiem decydującym o sile wiązania metali ciężkich przez substancję organiczną i mineralną [BADORA 2002]. BLAKE i GOULDING [2002], LAUREYSENS i in. [2004] a także KABATA-PENDIAS [2004] i BASTA [2005] dowodzą, że wiązanie poszczególnych metali przez substancję organiczną jest różne i zależy od pH gleby oraz rodzaju metalu. Z danych tych wynika, że w przypadku Cd i Zn spadek pH poniżej 6 zmniejsza do minimum siłę wiązania tych metali przez kwas huminowy, gdy tymczasem dla Pb w warunkach pH 4 siła wiązania tego jonu przez kwas huminowy jest znacząca. Ilość substancji organicznej w glebie oraz odczyn mają również zasadniczy wpływ na wiązanie wymiennych form glinu w glebie.

Rysuje się zatem zależność iż, metale najmniej ruchliwe w glebie (Cu, Pb, Cr) a przy tym najsilniej wiązane przez substancję organiczną i mineralną gleby, najtrudniej ulegają akumulacji w roślinach. W przeciwieństwie metale najruchliwsze (Zn, Cd) kumulują się najłatwiej, natomiast Mn, Al i Fe zajmują miejsce pośrednie.

Zależność zwiększającej się dostępności metali dla roślin przy zmniejszającym się odczynie gleby potwierdza także przeprowadzona analiza korelacji pomiędzy tymi parametrami (Tab. 5). W przeprowadzonej analizie nie stwierdzono jednak takiej korelacji między ilością dostępnych metali a zawartością substancji organicznej. Wynik analizy był, bowiem dodatni. Duża depozycja zanieczyszczeń pyłowych o znaczącej zawartości wapnia, co jest zjawiskiem częstym w rejonach przemysłowych, prowadzić może do nadmiernego wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb tym pierwiastkiem, wyparcia pozostałych metali z kompleksu sorpcyjnego oraz wzrost pH [ZWOLIŃSKI 2002]. Tym samym, mimo stosunkowo dużej zawartości substancji organicznej metale ciężkie stają się łatwiej dostępne, a pierwiastki biogenne takie jak wapń i magnez niedostępne, co potwierdziły przeprowadzone badania. Pomimo bowiem stosunkowo wysokiej zawartości magnezu w glebie, podobnie jak i wapnia, jego dostępność była niewielka. Podobne wyniki uzyskała ŁUKASIK [2006].

Można znaleźć również w literaturze doniesienia, że na ilości wyekstrahowanych z gleby metali ma wpływ stosowana metoda. BLAKE i GOULDING [2002] podają, że Mn i Cd były bardzo łatwo ekstrahowane przy użyciu CaCl_2 , a pozostałe pierwiastki bardzo słabo, zwłaszcza Zn i Cu. Natomiast WYŻGOLIK i in. [2002] donoszą, że zastosowanie siedmiostopniowej ekstrakcji metali ciężkich nie gwarantuje całkowitej efektywności. W tych samych glebach wybrane metale pokazały różną podatność na mobilizację. Ekstrakcja HNO_3 dała rezultat przejścia 100% Pb, 86% Zn i 70% Cd do roztworu. Może to mieć duży wpływ na porównanie całkowitej zawartości metali ciężkich z frakcją biodostępną. W niniejszych badaniach procentowy udział frakcji dostępnej we frakcji całkowitej przedstawia tabela V Aneksu i rysunki 23 a-g. KABATA-PENDIAS [2004] w różnych rodzajach gleb stwierdziła wyższą biodostępność manganu (0,8 - 15%) i cynku (0,5 - 200%), porównywalną miedzi (0,3 - 7,8%) i ołowiu (0,3 - 2%), nie stwierdziła jednak dostępności żelaza.

Stwierdzona wysoko istotna dodatnia korelacja między wzajemną koncentracją metali w wierzchnich warstwach gleb, zarówno we frakcji ogólnej jak i biodostępnej (Tab. 6), świadczy o tym, że skład chemiczny badanych gleb jest odzwierciedleniem składu chemicznego opadających pyłów i jest uzależniony od rodzaju emitowanych skażeń a źródło zanieczyszczenia gleb niezależnie od wytypowanych stanowisk jest podobne.

Obserwacje te potwierdzają również badania SAWICKIEJ-KAPUSTY [1990], LOREK [1993], CZARNOWSKIEJ [1997]. Interpretacja zaobserwowanych wartości współczynników korelacji prowadzić może jednak do wniosku, że ze wzrostem w glebie poziomu zawartości jednego z pierwiastków należałoby oczekiwać wzrostu poziomów zawartości pozostałych. Wniosek taki jednak może być niecałkowicie uzasadniony, gdyż wśród wyznaczonych współczynników korelacji, może pojawić się tzw. korelacja pozorna, czyli niejako „przeniesiona” z innego pierwiastka [PRZYBYSZ i in. 2003]

6.1.3. Zawartość wybranych pierwiastków w roślinach runa i szpilkach *P. sylvestris*

Zawarte w atmosferze pyły z metalami ciężkimi dostają się do gleby oraz opadają na nadziemne części roślin. Rośliny pobierają metale ciężkie zarówno przez system korzeniowy, jak i bezpośrednio przez blaszki liściowe.

Do normalnego rozwoju i wzrostu roślin niezbędne są niektóre pierwiastki śladowe, a mianowicie mangan, cynk, miedź czy bor. Rola pozostałych pierwiastków śladowych nie jest jeszcze w pełni poznana; dotychczas nie udowodniono, że są one niezbędne wszystkim roślinom wyższym [CIEPAŁ 1999]

Takim pierwiastkiem jest **kadm**, lecz jego chemiczne podobieństwo do cynku sprawia, że jest pobierany przez rośliny bardzo łatwo w sposób bierny i proporcjonalny do zawartości w środowisku. Jego znikoma zawartość w glebach sprawia, że naturalny poziom kadmu w większości gatunków roślin wynosi 0,05 - 0,5 mg/kg s.m. [SAWICKA-KAPUSTA 1990; KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999] i zwykle w miejscach niezanieczyszczonych nie przekracza wartości 1 mg/kg s.m. [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1979].

W badaniach z 1984 roku KABATA-PENDIAS i PIOTROWSKA [cyt. za CIEPAŁ 1999] określili, iż zawartość 5 mg Cd/kg s.m. w roślinach jest ilością nadmierną lub toksyczną.

MALZAHN [1996 cyt. za CIEPAŁ 1999] w szpilkach sosnowych z Puszczy Białowieskiej wykazuje zawartość kadmu w granicach 0,25 - 0,4 mg/kg s.m., a w szpilkach z Puszczy Augustowskiej 0,1 - 0,3 mg/kg s.m. CIEPAŁ, RYCMAN [1996] w tym samym materiale pochodzącym z Roztoczańskiego Parku Narodowego wykazali 1,05 mg Cd/kg s.m.

W przeprowadzonych analizach szpilek sosny z terenu strefy ochronnej Huty Katowice stwierdzono zawartość tego metalu w zakresie 0,24 - 0,75 mg/kg s.m. w szpilkach jednorocznych, 0,22 - 0,68 mg/kg s.m. w szpilkach dwuletnich (Tab. IV Aneksu, Rys. 24a-b). Na tym samym obszarze CIEPAŁ [1992] odnotował 2,5- 11,0 mg Cd/kg s.m. w szpilkach jednorocznych i 6,0 - 12,0 mg Cd/kg s.m. w szpilkach dwuletnich. Następnie

MOSOŃ-KUBALA [1997] podaje 5,4 - 8,6 mg Cd/kg s.m. szpilek sosnowych, WILCZEK [2001]: 2,8 - 3,3 mg Cd/kg s.m. a POMIERNY, CIEPAŁ [2004] 0,7 - 1,3 mg Cd/kg s.m. Uzyskane aktualnie wyniki te świadczą o zmniejszaniu się zagrożenia skażenia tym pierwiastkiem badanego terenu.

W roślinach runa lasu bukowego GASZ [1996], w zależności od gatunku, w Białowieży odnotował wartości 0,01 - 1,5 mg Cd/kg s.m., a w Ochojcu 1,0 - 13,8 mg Cd/kg s.m. Na podstawie badań własnych (0,21 - 7,51 mg Cd/kg s.m.), (Tabela IV, Rys. 24c-h) można wnosić, iż zróżnicowanie kumulacji kadmu przez różne gatunki runa jest znaczne. *Vaccinium myrtillus* i *Vaccinium vitis-idaea* wykazują niższą zawartość tego metalu w liściach niż w łodygach i jednocześnie znacznie niższą w porównaniu z *Fragaria vesca*. Dla liści borówki brusznicy z omawianego terenu badań, LOREK (1993) podaje zawartość kadmu w granicach 0,1 - 0,9 mg/kg s.m. w 1977r, 1,7 - 2,25 mg/kg s.m. w 1986r i 0,4 - 0,6 mg/kg s.m. w roku następnym. Dla porównania WYSOCKA [1986] dla tego samego gatunku z okolic Elektrowni „Jaworzno III” podaje średnio 0,32 - 0,50 mg Cd/kg s.m.

Ilość kadmu w liściach *Vaccinium myrtillus* z obszarów objętych badaniami, waha się w granicach: 0,18 - 1,38 mg/kg s.m., natomiast dla łodyg odnotowano 0,35 - 1,69 mg Cd/ kg s.m. LOREK [1993] w roku 1977 dla tego gatunku odnotowała 1,90- 2,5 mg Cd/kg s.m. w liściach i 3,40 - 3,70 mg Cd/ kg s.m. w łodygach, a w kolejnych latach (1986-1988) odpowiednio: 0,02 - 2,38 mg Cd/kg s.m. i 0,80 - 2,06 mg Cd/ kg s.m. POMIERNY, CIEPAŁ [2004] podają zawartość kadmu w liściach borówki czarnej od 1,9 - 2,6 mg/kg s.m.

Dla *Fragaria vesca* z badanych terenów zawartość kadmu mieściła się w granicach od 0,72 do 2,98 mg/kg s.m. liści i 2,10 - 7,51 mg/kg s.m. ogonków liściowych. ŁUKASIK [1982] podaje 1,- 6,5 mg Cd/kg s.m. na tym samym obszarze, a CIEPAŁ [1984] wyznaczył 4 - 10 mg Cd/kg s.m. Następni autorzy podają zawartość kadmu w liściach poziomki świadczące o spadku zanieczyszczenia tym metalem i tak BRAMORA [1987] podaje 2,95 - 3,96 mg Cd/kg s.m., a MOSOŃ-KUBALA [1997] 0,75 - 3,87 mg Cd/kg s.m. a POMIERNY, CIEPAŁ [2004]: 2,30 - 2,90 mg/kg s.m. Dla porównania CIEPAŁ, RYCMAN [1996] z nieobciążonych emisjami przemysłowymi obszarów Roztocza podają średnio dla poziomki 0,9 mg Cd/kg s.m.

Wszystkie podane przez autorów ilości kadmu wyznaczone dla strefy bezpośredniego oddziaływania emisji Huty Katowice świadczą o istnieniu zagrożenia skażenia tym pierwiastkiem.

Nie wykazano dotychczas, czy **ołów** jest konieczny do normalnego rozwoju roślin [SAWICKA-KAPUSTA 1990], przeciwnie - panuje powszechny pogląd, iż jest to pierwiastek

silnie toksyczny i wykrycie nawet niewielkich ilości w roślinach świadczy o zagrożeniu tym pierwiastkiem [CIEPAŁ 1999]. ROSS [1994 cyt. za CIEPAŁ 1999] podaje, iż zakres zawartości ołowiu w roślinach wynosi 0,1 - 10,0 mg/kg s.m., przy czym średnia zawartość tego pierwiastka waha się w granicach 0,2 - 0,9 mg/kg s.m. KABATA-PENDIAS, PIOTROWSKA [1984; cyt. za. CIEPAŁ 1999] za nadmierny i toksyczny dla roślin poziom ołowiu uznały 30 mg/kg s.m. Zwiększone ilości tego pierwiastka występują na obszarach uprzemysłowionych, głównie w pobliżu hut cynku i ołowiu oraz wzdłuż ciągów komunikacyjnych, co zdecydowanie potwierdzają wyniki badań własnych zamieszczonych w niniejszej rozprawie (Tab. VII Aneksu, Rys. 25 a-h) jak również wcześniejsze analizy [POMIERNY, CIEPAŁ 2004]

W szpilkach sosny z terenów niezanieczyszczonych (Białowieża) PALOWSKI [1987] oznaczył 9 - 22 mg Pb/Kg s.m., a BARTYZEL [1988] z tego samego terenu przeciętnie 7 mg Pb/kg s.m. CIEPAŁ, RYCMAN [1996] stwierdzili w materiale z Roztocza średnio 1,4 mg Pb/kg s.m. Wymienieni autorzy podają, że wraz z wiekiem szpilek rośnie w nich zawartość ołowiu.

W szpilkach *P. sylvestris* pochodzących z terenów okolicy Huty Katowice BARTYZEL [1988] odnotowała 5 - 29 mg Pb/kg s.m., CIEPAŁ [1992] zaś w szpilkach jednorocznych podaje 5 - 63 mg Pb/kg s.m., a w dwuletnich 8 - 65 mg Pb/kg s.m. MOSOŃ-KUBALA [1997] na tym samym terenie zawartość ołowiu w szpilkach sosny określiła w granicach 2,28 - 5,25 mg/kg s.m., WILCZEK [2001] zaś podaje 10 - 21,1 mg Pb/kg s.m., a POMIERNY i CIEPAŁ [2004] 8,9 - 14,9 mg Pb/kg s.m. Wyniki badań własnych nie odbiegają od wymienionych, gdyż dla szpilek jednorocznych wyznaczono 2,7 - 9,2 mg Pb/kg s.m., dla dwuletnich 4,8 - 17,4 mg Pb/kg s.m. Potwierdza się także wzrost zawartości ołowiu wraz z wiekiem szpilek. Dla porównania CIEPAŁ [1992] w szpilkach sosny z okolic Bukowna podaje 215 mg Pb/kg s.m. dla szpilek jednorocznych i 700 mg Pb/kg s.m. dla dwuletnich. KARWETA [1978] z terenu Huty Cynku Miasteczko Śląskie odnotował w szpilkach rocznych 35 - 483 mg Pb/kg s.m., a w dwuletnich 52 - 545 mg Pb/kg s.m. Zawartość ołowiu w szpilkach *P. sylvestris* stwierdzona w niniejszej pracy jest nieco wyższa niż na terenach nieobciążonych emisjami przemysłowymi, jednak w porównaniu z innymi obszarami zanieczyszczonymi jest względnie nieduża.

Zawartość ołowiu w liściach roślin runa kształtuje się podobnie. Dla *Vaccinium myrtillus* oznaczono 2,5 - 11,0 mg Pb/kg s.m. w liściach i 1,8 - 9,3 mg Pb/kg s.m. w łodygach. Na tym samym obszarze LOREK [1993] wyznaczyła 29,9 - 31,1 mg Pb/kg s.m. w 1977r, a dziesięć lat później 14,6 - 19,3 mg Pb/kg s.m. Podobne wyniki otrzymała

MOSOŃ-KUBALA [1997]. POMIERNY i CIEPAŁ [2004] podają dla tego gatunku od 12,9 do 23,3 mg Pb/kg s.m.

Vaccinium vitis-idaea zawierała 1,0 - 9,2 mg Pb/kg s.m. w liściach i 2,3 - 14,7 mg Pb/kg s.m. w łodygach. LOREK [1993] określiła zawartość ołowiu w liściach borówki brusznicy na 25,4 - 36,1 mg Pb/kg s.m. i w łodygach średnio 38,2 mg Pb/kg s.m. w 1977r, a w latach 1986 - 1988 na 7,9 - 17,5 mg Pb/kg s.m. w liściach i 16,6 - 61,7 mg/kg s.m.

W liściach *Fragaria vesca* odnotowano 4,0 - 14,2 mg Pb/kg s.m. a w ogonkach liściowych 3,2 - 26,7 mg Pb/kg s.m.. Natomiast ŁUKASIK [1982] ze strefy ochronnej huty, podaje 4-61 mg Pb/kg s.m., a CIEPAŁ [1984] 40- 90 mg Pb/kg s.m. BRAMORA [1987] z tego samego terenu zawartość ołowiu w liściach poziomki określiła na 56,0 mg/kg s.m. a POMIERNY i CIEPAŁ [2004] na 8,9 - 18,4 mg/kg s.m. Dla porównania CIEPAŁ i RYCMAN [1996], w liściach tego gatunku, z wolnego od emisji przemysłowych terenu Roztocza, stwierdzili 2,1 mg Pb/kg s.m.. W badaniach własnych na powierzchni kontrolnej Sokolniki wyznaczono w liściach 2,2 - 9,2 mg Pb/kg s.m. i w ogonkach liściowych 2,2 - 2,9 mg Pb/kg s.m. Tak duże wahania w zakresie zawartości ołowiu w liściach poziomki znajdują potwierdzenie w wielkości emisji ołowiu przez Hutę Katowice w poszczególnych latach działalności (Tab. I Aneksu). W przypadku gatunków runa odnotowano ścisłą zależność zawartości ołowiu w materiale roślinnym w odniesieniu do odległości od emitora (por. Tabela 9).

Cynk jest mikroelementem niezbędnym do prawidłowego rozwoju roślin. Rośliny są bardzo dobrymi akumulatorami cynku i odznaczają się dużą odpornością na wzrost jego zawartości [CIEPAŁ 1992]. Normalna jego zawartość w większości roślin mieści się w granicach 15 - 80 mg/kg s.m. [GRESZTA, PANEK 1989]. Fizjologiczna zawartość tego pierwiastka waha się w zakresie 10 - 100 mg/kg s.m., a zawartość powyżej 100 mg/kg s.m. wskazuje na zanieczyszczenie środowiska [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1979, 1999].

W szpilkach sosny zwyczajnej z Puszczy Białowieskiej GASZ [1996] określił zawartość cynku na poziomie 70 - 85 mg/kg s.m., a w szpilkach z rezerwatu „Ochojec” (Katowice) na poziomie 100 - 175 mg/kg s.m.. CIEPAŁ i RYCMAN [1996] oznaczyli na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego przeciętnie 52,8 mg Zn/kg s.m.

W strefie ochronnej Huty Katowice BARTYZEL [1988] oznaczyła w szpilkach sosny średnio 212 - 768 mg Zn/kg s.m.. Na tym samym terenie CIEPAŁ [1992] podaje zawartość cynku w szpilkach jednorocznych w granicach 130 - 960 mg/kg s.m., a w dwuletnich 127 - 1 055 mg/kg s.m. Następne badania prowadzone przez MOSOŃ-KUBALĘ [1997] wykazały średnio 85 - 129 mg/kg s.m., a prowadzone przez WILCZKA (2001): 96,3- 108,8 mg Zn/kg s.m.. POMIERNY i CIEPAŁ [2004] wyznaczyli zawartość cynku w granicach 72,2 - 95,0

mg/kg s.m. w szpilkach jednorocznych i 102 - 108 w szpilkach dwuletnich. Aktualne badania (Tab. VIII Aneksu, Rys. 26 a-h) materiału pochodzącego z powierzchni zlokalizowanych w sąsiedztwie emitora wykazały zawartość cynku w szpilkach jednorocznych na poziomie 45,1 - 112,1 mg/kg s.m., w szpilkach dwuletnich 56,3 - 171,2 mg/kg s.m. a w materiale z powierzchni kontrolnej odpowiednio: 10,2 - 21,0 mg/kg s.m. i 8,5 - 25,4 mg/kg s.m. Zawartość cynku w szpilkach *P. sylvestris* badanych terenów jest wyższa niż na terenach wolnych od emisji przemysłowych, lecz relatywnie nieduża w porównaniu z silnie zanieczyszczonymi obszarami. PALOWSKI [1994] bowiem, z okolic huty cynku „Bolesław” podaje zawartość w szpilkach sosny 320 - 640 mg Zn/kg s.m., a KRZAKLEWSKI i in. [1996] z tego samego obszaru 129 - 856 mg Zn/kg s.m.

W roślinach runa pochodzących z Ojcowskiego Parku Narodowego SZAREK i in. 1993; cyt. za CIEPAŁ 1999] stwierdzili średnio 102 mg Zn/kg s.m. GASZ [1996] zaś dla podobnego materiału z Puszczy Białowieskiej 32 - 110 mg Zn/kg s.m.

W niniejszej pracy odnotowano zbliżone, choć nieco podwyższone zawartości cynku w liściach roślin zielnych: 28,2 - 179,0 mg/kg s.m. W liściach borówki czarnej średnia zawartość cynku mieściła się w przedziale 28,6 - 76,0 mg/kg s.m., gdy u MOSOŃ-KUBALI [1997] wynosiła do 143 mg/kg s.m., a u LOREK [1993] w latach 1986 - 1987 29 - 62 mg/kg s.m. i w roku 1977 około 37 mg/kg s.m. POMIERNY i CIEPAŁ [2004] odnotowali w liściach tego gatunku 85 - 107 mg Zn/ kg s.m. Natomiast w łodygach *V. myrtillus* odnotowano od 49,0 mg Zn/kg s.m. do 162,0 mg/kg s.m.. W swych badaniach, prowadzonych w kolejnych latach, LOREK podaje dla łodyg borówki w 1977r - 121 mg Zn/kg s.m., w roku 1986 - 197 mg Zn/kg s.m. natomiast w roku 1988 - 45 mg Zn/kg s.m [LOREK 1993]. W trakcie aktualnych badań stwierdzono zawartość cynku w liściach borówki czerwonej w granicach 21,0 - 101,0 mg Zn/kg s.m., natomiast w łodygach 28,0 - 90,0 mg Zn/kg s.m.. LOREK [1993] podaje w liściach *Vaccinium vitis-idea* zakresy: 66 - 110 mg Zn/kg s.m. (1977r) i 58,0 - 96,0 mg Zn/kg s.m. (1986 - 1988r) a w łodygach 80,0 - 92,0 Zn/kg s.m. (1977r) i 127,0 - 212,0 Zn/kg s.m. (1986 - 1988r).

Obecne analizy zawartości cynku w poziomkach wykazały, iż w liściach wynosiła ona: 71,0 - 179,0 mg Zn/kg s.m., a w ogonkach liściowych 139,0 - 318,0 mg Zn/kg s.m. W strefie ochronnej Huty Katowice CIEPAŁ [1984] w 1978r odnotował w liściach *Fragaria vesca* 100 - 200 mg Zn/kg s.m., a w 1982 roku już 390 - 540 mg Zn/kg s.m.. ŁUKASIK [1982] natomiast 11- 400 mg/kg s.m. W następnych latach autorzy stwierdzili spadek zawartości cynku w tym gatunku, gdyż BRAMORA [1987] wyznaczyła na tym terenie 129 - 146 mg Zn/kg s.m., a MOSOŃ-KUBALA [1997]: 127 - 143 mg Zn/kg s.m. W ostatnim czasie ilość ta uległa nieznacznemu spadkowi, co potwierdzają wyniki analiz prowadzonych

przez POMIERNĄ i CIEPAŁA [2004], którzy podają zawartość cynku w liściach poziomki na poziomie 72 - 116 mg/kg s.m., oraz badania będące podstawą niniejszej rozprawy. Z terenu o słabej antropopresji (Roztocze) CIEPAŁ i RYCMAN [1996], podają 33 mg Zn/kg s.m. dla tego gatunku, natomiast na powierzchni kontrolnej wyznaczonej do niniejszych badań oznaczono w 2004r 9,3 mg Zn/kg s.m. liści i 11,5 mg Zn/kg s.m. ogonków liściowych poziomki.

Dla wszystkich badanych gatunków znaleziono zależność spadku zawartości cynku w materiale roślinnym w miarę wzrostu odległości od emitora (Tab. 9), na co wskazują między innymi ujemne wysokie współczynniki korelacji dla *V.myrtillus* ($r = -0,62$) i *V.vitis-idaea* ($r = -0,69$).

Miedź jest pobierana przez rośliny w bardzo małych ilościach. W roślinach rosnących w warunkach zbliżonych do naturalnych zawartości miedzi wahają się w granicach 2 - 20 mg/kg s.m., a najczęściej występujące zawartości to 5 - 10 mg Cu/kg s.m. [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999].

Zawartość miedzi w szpilkach sosnowych z terenów niezanieczyszczonych waha się w granicach 0,7 - 27 mg/kg s.m. [SZCZUBIAŁKA, KORCZYK 1983; LATOCHA 1986]. CIEPAŁ i RYCMAN [1996] z terenu Roztoczańskiego Parku Narodowego dla szpilek jednorocznych *P. sylvestris* podają zakres 3,5 - 4,5 mg Cu/kg s.m., a dla szpilek dwuletnich 4,5 - 5,3 mg Cu/kg s.m. W badaniach własnych na powierzchni kontrolnej usytuowanej w centralnej Polsce odnotowano 2,74 - 3,02 mg Cu/kg s.m w szpilkach jednorocznych i 1,72 - 2,60 mg Cu/kg s.m w szpilkach dwuletnich (Tab. IX Aneksu, Rys. 27 a-h)

W niniejszej pracy wykazano dla szpilek jednorocznych, pochodzących ze terenów sąsiadujących z Hutą Katowice, zakres 3,2 - 4,5 mg Cu/kg s.m, a dla dwuletnich 2,5 - 7,8 mg Cu/kg s.m.. CIEPAŁ [1992] badając na tym terenie poziom miedzi w igłach sosny zwyczajnej określił jej zawartość na 10 - 22 mg/kg s.m. dla szpilek jednorocznych i 15 - 20 mg/kg s.m. dla szpilek dwuletnich. Zaobserwować zatem można spadek zawartości miedzi w szpilkach badanego terenu na przestrzeni lat. Znacznie wyższe ilości tego pierwiastka występują na obszarze oddziaływania huty metali kolorowych „Bukowno”, CIEPAŁ [1992] podaje odpowiednio dla szpilek jednorocznych 41,0 mg Cu/kg s.m. i dla dwuletnich 47,0 mg Cu/kg s.m.

W roślinach runa z lasu terenów niezanieczyszczonych GASZ [1996] podaje zawartość miedzi w granicach 5,1 - 10,1 mg/kg s.m. (Puszcza Białowieska) i 2,0- 24,0 mg/kg s.m. w materiale z „Ochojca”. CIEPAŁ i RYCMAN [1996] odnotowali zaś w runie Roztoczańskiego Parku Narodowego przedział 9,5 - 16,0 mg Cu/kg s.m.

W liściach borówki czerwonej z terenu badań wyznaczono 3,4 - 6,5 mg Cu/kg s.m. a w łodygach 3,9 - 6,2 mg Cu/kg s.m. Dla tego samego gatunku LOREK [1993] podaje 3,8 - 4,9 mg Cu/kg s.m. w liściach i 4,40 mg Cu/kg s.m. w łodygach w 1977r, i odpowiednio 3,2- 4,3 mg Cu/kg s.m. oraz 6,3 - 14,2 mg Cu/kg s.m. w latach 1986- 1988, a MOSOŃ-KUBALA [1997] zawartość około sześciokrotnie większą.

Dla *V. myrtillus* zawartość miedzi mieści się w granicach 3,4 - 8,7 mg/kg s.m. w liściach i 5,1 - 9,5 mg/kg s.m. w łodygach. LOREK (1993) podaje odpowiednio dla tego gatunku 2,1 - 2,5 mg Cu/g s.m. i 5,3 mg Cu/kg w roku 1977 oraz 3,9 - 6,7 mg Cu/kg s.m. i 5,4 - 7,9 mg Cu/kg s.m. po dziesięciu latach, a MOSOŃ-KUBALA [1997] ponownie ilość sześciokrotnie większą. Ostatni gatunek, tj. poziomka pospolita odznacza się nieco większą zawartością miedzi, bowiem w liściach odnotowano 5,9 - 9,5 mg Cu/kg s.m. a w ogonkach liściowych 9,4 - 18,0 mg Cu/kg s.m. CIEPAŁ [1984] dla tego samego gatunku podaje - 20 mg Cu/kg s.m. a POMIERNY i CIEPAŁ [2004]: 9,5 mg Cu/kg s.m.

Otrzymane w niniejszej pracy wyniki zawartości miedzi w roślinach nie wskazują na zagrożenie spowodowane tym metalem.

Żelazo, podobnie jak cynk, miedź, mangan, magnez, zaliczany jest do pierwiastków biofilnych, a jego obecność jest niezbędna do biosyntezy chlorofilu. Zawartość tego pierwiastka w roślinach zmienia się znacznie w okresie wegetacji, w różnym stopniu w poszczególnych organach roślin, najczęściej mieści jednak w granicach 10 - 400 mg/kg s.m. [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1993]. Koncentrację powyżej 400 mg Fe/kg s.m. uważa się za nadmiar [SAWICKA-KAPUSTA 1990].

BARTYZEL [1989] w szpilkach jednorocznych *P. sylvestris* zebranych z terenów sąsiadujących z Hutą Katowice oznaczyła od 97 do 387 mg Fe/kg s.m., a w szpilkach dwuletnich od 158 do 591 mg Fe/kg s.m. wskazując na wyższą zawartość w drugim roczniku szpilek w stosunku do pierwszego. MOSOŃ-KUBALA [1997] podaje zakres zawartości żelaza w materiale z tego samego terenu od 28,9 do 65,7 mg/kg s.m. w szpilkach jednorocznych i od 54,2 do 75,8 mg/kg s.m. w szpilkach dwuletnich i również potwierdza wzrost zawartości tego pierwiastka wraz z wiekiem szpilek. Otrzymane wyniki niniejszych badań (Tab. X Aneksu, Rys. 28 a-h) wskazują na wartości zbliżone do podanych przez w/w autorów i mieszczą się w zakresie od 36,0 mg Fe/kg s.m. do 152,0 mg Fe/kg s.m. w szpilkach jednorocznych i od 50,0 mg Fe/kg s.m. do 237,0 mg Fe/kg s.m. w szpilkach dwuletnich. CIEPAŁ [1999] w szpilkach jednorocznych i dwuletnich sosny rosnącej na terenach chronionych województwa śląskiego i małopolskiego oznaczył odpowiednio od 110 mg/kg s.m. do 380 mg Fe/kg s.m. i od 100 mg/kg s.m. do 385 mg/kg s.m..

Zawartość żelaza w roślinach runa była zbliżona do oznaczonej w szpilkach sosny. Dla borówki czarnej oznaczono od 43,0 mg Fe/kg s.m. do 180,0 mg Fe/kg s.m. w liściach i od 23,0 mg Fe/kg s.m. do 114,0 mg Fe/kg s.m. w łodygach. LOREK [1993] prowadząc badania na tym samym terenie, stwierdziła w 1977r średnio 302 mg Fe/kg s.m. w liściach i 328 w łodygach i w 1987 odpowiednio 864 mg Fe/kg s.m. i 640 mg Fe/kg s.m. Natomiast MOSOŃ-KUBALA [1997] po niemal 10 latach oznaczyła w liściach tego gatunku od 58 mg Fe/kg s.m. do 102 mg Fe/kg s.m.

V. vitis-idaea charakteryzowała się podobnymi zawartościami tego pierwiastka, od 26,0 mg Fe/kg s.m. do 123,0 mg Fe/kg s.m. w liściach i od 36,0 mg Fe/kg s.m. do 180,0 mg Fe/kg s.m. w łodygach. Zawartość żelaza w tkankach tego gatunku w roku 1977 wskazana przez LOREK [1993] to 367 mg/kg s.m liści i 299 mg/kg s.m. łodyg., a 10 lat później odpowiednio 924 mg Fe/kg s.m. i 2 202 mg/kg s.m. MOSOŃ-KUBALA [1997] zakres zawartości żelaza w liściach *V. vitis-idaea* podaje na poziomie od 58 mg/kg s.m. do 79 mg/kg s.m.

Zawartość żelaza w liściach *F. vesca* wahała się w granicach od 65,0mg/kg s.m. do 240,0 mg/kg s.m. a w ogonkach liściowych od 43,0 mg/kg s.m. do 209,0 mg/kg s.m. CIEPAŁ [1982] oznaczył w 1978r zawartość żelaza w liściach poziomki na poziomie 150 - 200 mg/kg s.m. a w roku 1982: 690-1200 mg/kg s.m.. Natomiast MOSOŃ-KUBALA [1997] podała zawartość żelaza w liściach tego gatunku od 101 mg/kg s.m. do 130. Dla liści poziomki z terenów GOP objętych ochroną CIEPAŁ [1999] podaje zakres zawartości żelaza od 110 mg/kg s.m. do 250 mg/kg s.m.

Według NOWOTNY-MIECZYŃSKIEJ i in. [1974] oraz LITYŃSKIEGO i JURKOWSKIEJ [1982] zakres optymalnych zawartości **manganu** w roślinach bywa szeroki i w suchej masie waha się w granicach 40 - 900 mg/kg [cyt. za CIEPAŁ 1999]. KABATA-PENDIAS, PENDIAS [1993] podaje zawartość około 500 mg/kg s.m. za toksyczną dla większości roślin, jednak zawartość do 1 000 mg/kg s.m. mogą tolerować specjalne odporne odmiany. Badając zawartość manganu w szpilkach sosnowych pochodzących z Puszczy Białowieskiej, GASZ [1996] oznaczył jego poziom w szpilkach jednorocznych na 175 mg/kg s.m., a w dwuletnich na 209 mg/kg s.m. Badania prowadzone przez DUDKĘ i ŚLĘZAŃSKIEGO [1993; cyt. za CIEPAŁ 1999] na terenie Zespołu Jurajskich Parków Krajobrazowych w szpilkach sosnowych wykazały poziom 91 - 875 mg Mn/kg s.m.. Dane dotyczące zawartości manganu w szpilkach sosny pochodzącej z rezerwatów województwa śląskiego otrzymane przez CIEPAŁA [1999] wynoszą: 100 - 160 mg/kg s.m. a zawarta w niniejszej pracy ilość manganu w szpilkach z powierzchni kontrolnej wynosiła od 48,33 mg/kg s.m. do 104,64 mg/kg s.m. (Tab. XI Aneksu, Rys. 29 a-h)

W trakcie obecnych badań odnotowano na terenach położonych w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Katowice zawartość manganu dla szpilek jednorocznych sosny: 8,2 - 74,0 mg Mn/g s.m., a dla dwuletnich: 4,9 - 92,0 mg Mn/kg s.m.

POMIERNY i CIEPAŁ [2004] podają dla tych terenów 46 - 87 mg Mn/kg s.m. w szpilkach jednorocznych i 42 - 115 mg Mn/kg s.m. w szpilkach dwuletnich. Wyższą zawartość manganu wykazano w liściach roślin runa. W liściach borówek czarnej i brusznicy zawartość manganu wynosiła odpowiednio 74,0 - 132,0 mg/kg s.m. i 34,0 - 135,0 mg/kg s.m. a w łodygach tych samych gatunków odpowiednio: 35,0 - 107,0 mg/kg s.m. i 31,0 - 87,0 mg/kg s.m.. LOREK [1993] w liściach *V. myrtillus* oznaczyła średnio 124 mg Mn/kg s.m. i w łodygach 92 mg Mn/kg s.m. w 1977r a w roku 1987 odpowiednio 141 mg Mn/kg s.m. i 85 mg Mn/kg s.m. Ta sama autorka dla *V. vitis-idaea* podaje 104 mg Mn/kg s.m. liści i 50 mg Mn/kg s.m. łodyg, natomiast 10 lat później odpowiednio: 165 mg Mn/kg s.m. i 91 mg Mg/kg s.m. POMIERNY i CIEPAŁ [2004] oznaczyli w liściach *V. myrtillus* 80 - 139 mg Mn/kg s.m. a w liściach *V. vitis-idaea* 132 - 143 mg Mn/kg s.m.. Aktualne badania wskazują, iż *F. vesca* charakteryzowała się nieco niższymi zawartościami manganu w swoich tkankach osiągając zakres od 15,0 mg/kg s.m. do 64,0 mg/kg s.m. w liściach i od 10,0 mg/kg s.m. do 56,0 mg/kg s.m. w ogonkach liściowych. CIEPAŁ [1984] w liściach poziomki oznaczył 20 - 60 mg Mn/kg s.m. a POMIERNY i CIEPAŁ [2004] podają zawartość dla tego gatunku na poziomie 84 - 139 mg Mn/kg s.m. W przeprowadzonych badaniach wykazano dodatnią zależność zawartości manganu w roślinach od odległości od emitora dla niemal wszystkich badanych gatunków (por. Tab. 9), przy czym najwyższe zawartości tego metalu odnotowano dla roślin z powierzchni kontrolnej Sokolniki K. W żadnym przypadku nie przejawiała się toksyczność tego pierwiastka, ponieważ w większości prób zawartość manganu oscylowała w granicach 100 - 200 mg/kg s.m. Tak ilość manganu w roślinach może świadczyć wręcz o jego niedoborach i o środowisku silnie przekształconym przez człowieka. Potwierdzają to również wyniki, jakie uzyskano w analizach, ilości manganu w glebach. Wystarczające ilości manganu znajdują się jedynie w wierzchniej warstwie (0-20 cm), gdzie może być niedostępny dla roślin, których korzenie sięgają głębszych warstw, a w których ilość manganu jest znikoma. Ponadto wyniki analizy frakcji dostępnej metali wskazują, że pierwiastek ten może występować w niedostatecznych ilościach.

Analiza porównawcza zawartości metali w glebie a ich zawartości w roślinach (por. Tab. 7) dała wynik dodatni i istotny statystycznie dla wapnia, ołowiu, kadmu, cynku, miedzi i żelaza, a ujemny dla manganu. Dodatnia korelacja z frakcją dostępną metali a ich zawartością w roślinach wskazuje, że głównym źródłem metali jest gleba, a jeśli nie, to

w grę mogą wchodzić również zanieczyszczenia dostające się do roślin bezpośrednio z atmosfery [CHOJNACKA i in. 2005]. W wynikach tych można również znaleźć potwierdzenie pewnych zależności zachodzących pomiędzy poszczególnymi metalami w glebie i w roślinach. Obecność uwodnionych tlenków Fe i Mn w glebie ogranicza pobieranie cynku przez rośliny [KABATA-PENDIAS 1999], co potwierdza wartość ujemna współczynnika korelacji pomiędzy zawartością manganu w glebie a zawartością cynku w tkankach roślin ($r = -0,30$). Współzależność działania manganu od innych pierwiastków ma zarówno podłoże geochemiczne, jak i biochemiczne. Interakcja geochemiczna zachodzi szczególnie w przypadku dwuwartościowych metali śladowych, które mogą być całkowicie niedostępne dla roślin wskutek wiązania przez wodorotlenki manganu w glebach [KABATA-PENDIAS 1999]. Zależność tę potwierdzają ujemne wartości współczynników korelacji pomiędzy zawartością metali w tkankach roślin a zawartością manganu w glebie.

Nadmierne ilości manganu ograniczają również pobieranie i przemieszczanie żelaza, co w efekcie hamuje powstawanie chlorofilu i wywołuje chlorozę. Reakcja może zachodzić również w przeciwnym kierunku - duże stężenie żelaza zmniejsza pobieranie manganu. Interakcje te zachodzą zarówno w środowisku glebowym jak i w tkankach roślin. Zależność tę potwierdzają ujemne wartości współczynników korelacji pomiędzy zawartością żelaza i manganu w glebie i w tkankach roślin ($r = -0,29$). Antagonistyczne działania obserwuje się także w odniesieniu do kadmu i ołowiu oraz wapnia i magnezu. Wszystkie sprowadzają się na ogół do zaburzeń w pobieraniu i transportowaniu pierwiastków chemicznych przez rośliny przy naruszeniu właściwej ich proporcji. [KABATA-PENDIAS 1999; KACZOR 1998; MERCIK, SAS 1998].

Przeprowadzono także analizę korelacji pomiędzy zawartością poszczególnych metali w roślinach a jej wyniki przedstawiono w tabeli 8. Tutaj również można znaleźć potwierdzenie relacji antagonistycznego wpływu manganu na pobieranie innych jonów. Jego nadmiar w roślinach może powodować hamowanie pobierania i transportowania pierwiastków chemicznych przez rośliny, na co mogą wskazywać ujemne i istotne statystycznie współczynniki korelacji dla cynku i kadmu ($r = -0,20$; $r = -0,27$). KOZANECKA i in. [2002] stwierdzili, że, *V. myrtillus* zawierała czasami nawet trzydzieści razy więcej manganu niż żelaza. Znaleziono również w wynikach potwierdzenie zależności stymulacji ołowiu przy pobieraniu kadmu ($r = 0,35$) oraz wpływu miedzi na pobieranie kadmu i cynku ($r = 0,65$; $r = 0,57$). Podobne zależności wskazują KABATA-PENDIAS [1999] oraz GORLACH i GAMBUŚ [2000]. Natomiast OPYDO i OPYDO [1994] oraz BASTA [2005] wskazali na hamowanie pobierania kadmu przy wysokim stężeniu Zn.

W naturalnych warunkach zawartość pierwiastków śladowych w roślinach uzależniona jest od gatunku czy nawet odmiany. Jest ona zmienna w różnych częściach roślin i zależy od fazy fenologicznej [CIEPAŁ 1999; KOZANECKA i in. 2002]. Badania ostatnich autorów donoszą, że Pb i Cd akumulował się w równych ilościach w liściach i łodygach borówki czarnej, Zn i Cu w większych ilościach w łodygach niż w liściach. WASIŁOWSKA i GWOREK [1999; cyt. za KOZANECKA i in. 2002] donoszą, że zawartość Zn w tym gatunku była większa w łodygach niż w liściach, Pb i Cd najwięcej w korzeniach, mniej w liściach i łodygach. Większość roślin należy do grupy tzw. eliminatorów (roślin wykluczających metale), u których w warunkach skażenia środowiska przez metale ciężkie utrzymywany jest niski poziom toksycznego metalu w pędzie, poprzez akumulowanie go w organach podziemnych, głównie w korzeniu [ANTOSIEWICZ 1992, cyt. za BARANOWSKA-MOREK 2003]. W ten sposób chronione są liście, a przez to proces fotosyntezy oraz tak istotne dla rośliny organy generatywne – kwiaty. Zawartość metali ciężkich w różnych organach roślin zmniejsza się zazwyczaj w następującej kolejności: korzeń > liście > łodyga > kwiaty > nasiona. WIERZBICKA [1995] donosi o zatrzymywaniu ołowiu w korzeniach i ochronie nadziemnych części roślin. Przeprowadzone obecnie badania dały różne wyniki. W przypadku kadmu, cynku i miedzi zdecydowanie większe zawartości występowały w łodygach dwóch gatunków borówek oraz w ogonkach liściowych poziomki. Ołów gromadził się w znacznie większych ilościach w ogonkach liściowych poziomki, a w przypadku borówek nie znaleziono jednoznacznej tendencji, natomiast zawartość żelaza i manganu była zdecydowanie wyższa w liściach wszystkich trzech gatunków runa. Na powierzchni kontrolnej Sokolniki K odnotowano najwyższy poziom biokumulacji manganu łodygach. Jak donosi KACZOR [1998] o łatwym przemieszczaniu się manganu świadczy fakt, że rośliny uprawiane na glebach kwaśnych zawierają nierzadko w liściach i łodygach niemal dwukrotnie więcej tego jonu w porównaniu z jego zawartością w s.m. roślin rosnących na podłożu o odczynie zbliżonym do obojętnego.

W celu zbadania relacji pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w roślinach a odległością od emitora również przeprowadzono analizę korelacji rang Spearmana (por. Tab. 9). Dla wszystkich metali, za wyjątkiem manganu były one ujemne i istotne statystycznie. Po przeprowadzeniu tej samej analizy, ale dla poszczególnych gatunków wyniki były podobne w większości przypadków. Świadczy to ponownie, jak w przypadku gleby, o gradiencie odległości od głównego źródła emisji. Ta sama zależność znalazła również potwierdzenie w przypadku zawartości metali w korze *P. sylvestris* (por. Tab. 10).

Dodatnia wartość współczynnika korelacji odległości od głównego emitora a zawartości manganu w roślinach oraz w korze, jak również we frakcji metali w glebie dostępnej dla roślin, jest najprawdopodobniej spowodowana najszybszym pobieraniem tego pierwiastka z gleby na powierzchni kontrolnej Sokolniki K, co jest z kolei uwarunkowane najniższym odczynem gleby. Tam też odnotowano najwyższy poziom biokumulacji w roślinach, głównie w łodygach, i w korze.

6.1.4. Kora *P. sylvestris* jako bioindykator stanu środowiska

Zawartość badanych pierwiastków w **korze** sosny oraz jej odczyn przedstawia tabela XII Aneksu oraz rysunki 30 i 31a-h. Podobne wartości pH oraz zawartości metali w korze sosny rosnącej na tych samych terenach badawczych podają BARTYZEL [1989] oraz ŚWIEBODA i KALEMBA [1979]. Natomiast SAARELA i in. [2005] w korze sosny z terenów huty miedzi i niklu określili zawartość poszczególnych pierwiastków na podobnym poziomie, odpowiednio kadmu: 0,9 mg/kg s.m., cynku: 43,0 mg/kg s.m. i wapnia: 4 460 mg/kg s.m.. Znacznie niższą zawartość stwierdzono w przypadku ołowiu (9,1 mg/kg s.m.) i żelaza (147 mg/kg s.m.), natomiast wyraźnie wyższą miedzi (89 mg/kg s.m.) i manganu (71 mg/kg s.m.) [SAARELA i in. 2005].

Dodatknie współczynniki korelacji pomiędzy zawartością większości badanych pierwiastków w korze a jej odczynem (por. Tab. 11), świadczą o wzroście pH pod wpływem zanieczyszczenia środowiska przez metale. Kora ma bowiem zdolności kumulacji aktywnych chemicznie związków znajdujących się w atmosferze. Podobne wyniki uzyskano dla zależności pomiędzy badanymi parametrami kory a zawartością makro- i mikroelementów we frakcji ogólnej gleby (por. Tab. 12). Wskazuje to na zależność składu chemicznego kory od zanieczyszczenia atmosfery oraz od pobierania jonów z gleby, odzwierciedlając fakt zagrożenia obciążeniem środowiska zanieczyszczeniami pochodzenia antropogenicznego. Dodatkowym potwierdzeniem tej relacji może być wynik analizy korelacji pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w korze i w aparacie asymilacyjnym *P. sylvestris.*, (por. Tab. 13) gdzie wartości współczynników były w większości dodatnie. Ujemne wartości uzyskano dla manganu, w przypadku, którego ponownie potwierdził się antagonistyczny wpływ na pobieranie innych jonów. Nadmiar manganu w roślinach powoduje, bowiem hamowanie pobierania i transportowania innych pierwiastków głównie cynku i kadmu [KABATA-PENDIAS 1999]. Według SPORKA [2002] oceniając stopień zanieczyszczenia środowiska leśnego przez pyły alkaliczne stosując wskaźnik odczynu kory martwicowej pobieranej od 1,3 do 1,7 m od podłoża należy przyjąć następujące kryterium dla pH w H₂O:

3,3 - 4,0 - brak zanieczyszczeń alkalicznych; 4,1 - 4,9 - ślady zanieczyszczeń alkalicznych, optymalne warunki rozwojowe dla sosny zwyczajnej; 5,0 - zanieczyszczenia alkaliczne eutrofizujące siedliska borowe. Chcąc posłużyć się tym wskaźnikiem, należałoby wszystkie badane powierzchnie zaliczyć do strefy nie podlegającej zanieczyszczeniom o charakterze alkalicznym.

W celu oceny przydatności wskaźników ekologicznych w szacowaniu wpływu emisji przemysłowych na fitocenozy borowe posłużono się analizą głównych składowych (PCA). Wykonano klasyfikację powierzchni badawczych wykorzystując wybrane wskaźniki w różnych kombinacjach. Klasyfikując powierzchnie badawcze pod względem zawartości analizowanych pierwiastków i substancji organicznej w glebie oraz jej odczynu najpełniejszy obraz ułożenia powierzchni i najbardziej odpowiadający rzeczywistości i presji ze strony emitora otrzymano biorąc pod uwagę wszystkie badane parametry gleby (por. Rys. 45). Podobny układ otrzymano dla kombinacji wybranych cech biorąc pod uwagę tylko zawartość frakcji ogólnej metali w glebie (Rys. 46), tylko zawartość frakcji biodostępnej (Rys. 47), oraz zawartość substancji organicznej i wartość pH gleby (Rys. 50). Analizując pozostałe wykresy (Rys. 48, 49) można przyjąć, że inne kombinacje nie modyfikują obrazu w większym stopniu. Potwierdza to wcześniejsze wyniki analiz korelacji powyższych parametrów i odległości od głównego emitora zanieczyszczeń.

Jednak jedynie całościowa analiza pozwala na otrzymanie wiarygodnego stanu środowiska. Niemożliwym jest wyciąganie wniosków ograniczając się do badania wyłącznie jednego parametru.

Bardzo zbliżony obraz do powyższych wniosków otrzymano przeprowadzając analizę klasyfikacji badanych powierzchni na podstawie zawartości metali w zielonych tkankach roślin biorąc pod uwagę wszystkie metale i wszystkie gatunki łącznie (Rys. 51). Rozpatrując jednak oddzielnie zawartość poszczególnych pierwiastków w roślinach, stwierdzono, że klasyfikacja podobieństwa powierzchni badawczych dokonana na podstawie zawartości kadmu i ołowiu (Rys. 52 i Rys. 53) najbardziej odbiega od otrzymanej na podstawie badania wszystkich elementów. Rysunek 57, przedstawiający klasyfikację powierzchni na podstawie zawartości manganu w roślinach potwierdza wcześniejszy wynik analizy korelacji dla ilości tego pierwiastka zarówno w glebie jak i w roślinach w gradiencie odległości od Huty Katowice.

Natomiast klasyfikując powierzchnie pod względem zawartości metali w poszczególnych gatunkach badanych roślin, stwierdzono, że *V. myrtillus* i *V. vitis-idaea* (Rys. 59 i Rys. 60) można uznać, za bioindykatory stanu środowiska najpełniej w tym przypadku obrazujące

presję ze strony emitora. Zaś wynik klasyfikacji na podstawie zawartości metali w tkankach *F. vesca* (rys. 61) jest nieco zaskakujący, gdyż dał obraz rozkładu powierzchni bardzo regularny, co może być wskazówką do częstszego wykorzystywania tego gatunku jako bardzo dobrego wskaźnika w tego typu badaniach środowiskowych. Natomiast zawartość metali w szpilkach *P. sylvestris* (Rys. 58) okazała się czynnikiem, który najbardziej wpłynął na zróżnicowanie klasyfikacji podobieństwa badanych powierzchni.

6.2. Dendroekologiczne badania drzewostanów sosnowych

W celu głębszego zobrazowania wpływu zanieczyszczeń na zbiorowiska borowe w okolicach Huty Katowice przeprowadzono także badania dendroekologiczne, które obejmowały między innymi rozkład zawartości metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych drzew (Tab. XIII Aneksu). Metale mogą dostawać się do drzew poprzez korzenie, liście i korę i mogą być doprowadzane do przyrostów rocznych, jednak nie ustalono jak dotąd, która z tych dróg jest najważniejszą. Pobieranie przez korzenie jest rozważane jako główna droga dostawiania się większości pierwiastków, ale zastanawiające jest, czy nagłe zmiany w poziomie depozycji takich pierwiastków jak Pb mogłoby być wykrywane w pierścieniach rocznych, jeśli pobieranie przez korzenie jest dominujące przy niskiej dostępności Pb w glebie [WATMOUGH 1999]. ŁUKASZEWSKI [1993] donosi, że nawet wysokie koncentracje Pb w glebie nie muszą być łatwo wykrywane w drewnie. Co więcej, kiedy pobieranie przez korzenie dominuje może się objawić opóźnienie pomiędzy depozycją metalu a jego pojawianiem się w pierścieniach rocznych, ze względu na opóźnione przemieszczanie się metalu z gleby do korzeni i powolny transport w górę pnia [MOMOSHIMA, BONDIETTI 1990]. Metale mogą być również absorbowane przez liście i deponowane w zewnętrznych, najpóźniej wytworzonych pierścieniach rocznych po przemieszczeniu się łykiem. Natomiast LEPP i DOLLARD [1974] oraz BARNES i in. [1976] dowiedli pobierania Pb przez korę u kilku gatunków drzew. Przemieszczanie się Pb z kory do drewna pojawiło się na tym samym poziomie w czynnym i nieczynnym drewnie, wskazując na fakt, że pobieranie metali przez korę może występować w czasie całego roku.

Podawana w literaturze zawartość metali ciężkich w drewnie waha się w szerokich granicach. SAARELA i in. [2005] badał zawartość metali ciężkich w drewnie *P. sylvestris*

z terenów huty miedzi i niklu. Średnia zawartość kadmu wynosiła 0,48 mg/kg s.m., ołowiu 0,08 mg/kg s.m., cynku 7,8 mg/kg s.m., miedzi 0,96 mg/kg s.m., żelaza 1,9 mg/kg s.m. i manganu 58 mg/kg s.m. CIEPAŁ i NIEMTUR [1984] z okolic Miasteczka Śląskiego wskazują na znaczne nagromadzenie cynku oraz ołowiu w drewnie sosny tuż po rozpoczęciu działalności przez Hutę (koniec lat sześćdziesiątych). Średnia zawartość cynku wynosiła 18 mg/kg s.m., natomiast w latach siedemdziesiątych wzrosła do 40 mg/kg s.m.. W tym samym okresie zanotowano wzrost zawartości ołowiu z poziomu 2 mg/kg s.m. do 14 mg/kg s.m. Wartości podawane przez autorów [CIEPAŁ, NIEMTUR 1984] na terenach nie objętych presją antropogenicznego zanieczyszczenia środowiska były wyraźnie niższe i kształtowały się w granicach 9 - 17 mg Zn/kg s.m. oraz 2,3 - 4,0 mg Pb/kg s.m.. NIEDZIELSKA [1997] z terenu lasów Nadleśnictwa Świerklaniec podaje niższe wartości, stwierdzając 16 mg Zn/kg s.m., 6 mg Pb/kg s.m. oraz 2 mg Cd/kg. OPYDO i in. [2002], prowadząc badania w drzewostanach dębowych określili zawartość cynku w granicach 2,7-17 mg/kg s.m., ołowiu: 0,3-16 mg/kg s.m., kadmu: 0,1-7,8 mg/kg s.m. oraz miedzi: 1,8-10,8 mg/kg s.m. Porównując dane otrzymane przez powyższych autorów można stwierdzić, że zawartość metali w drewnie sosen rosnących na badanych powierzchniach nie różni się znacząco (Tab. XIII Aneksu). Stosunkowo wysokie zawartości odnotowano na powierzchniach położonych najbliżej emitora (Huta 1, Łosień 2 i Okradzionów 3) dla cynku (odpowiednio 22,0 mg/kg s.m., 36,3 mg/kg s.m. i 21,0 mg/kg s.m.) oraz dla żelaza (odpowiednio 13,7 mg/kg s.m., 28,6 mg/kg s.m. i 15,8 mg/kg s.m.). Zawartości pozostałych pierwiastków nie wykazały aż tak dużego zróżnicowania pomiędzy poszczególnymi powierzchniami. Jedynie zawartość manganu była nieco niższa na powierzchniach położonych w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Katowice i wzrastała na powierzchniach oddalonych od źródła emisji. Podobne zależności uzyskała, w badaniach zawartości metali w drewnie sosen, NIEDZIELSKA [1997]. Zarówno Zn, jak i Cd należą do pierwiastków bardzo aktywnych, ich kationy mogą wiązać się z ujemnymi ładunkami występującymi na powierzchni struktur drewna, na zasadzie wypierania innych kationów o słabszych ładunkach, między innymi mogłoby to tłumaczyć znacznie mniejszy udział kationów Mn w drewnie o wysokiej zawartości tych metali. Analiza korelacji rang Spearmana nie wykazała jednoznacznej zależności zawartości badanych metali w drewnie w gradiencie odległości od emitora. Wartości współczynników były, ujemne jednak istotne statystycznie jedynie dla kadmu i żelaza (Tab. 14). Podobnie gradientu stężeń zanieczyszczeń, wyznaczonego odległością od Kombinatu Hutniczego Bolesław (koło Olkusza) nie udało się wykazać NIEDZIELSKIEJ [1997]. Żaden z pierwiastków nie

przekroczył wartości krytycznych stężenia w roślinach [SAWICKA-KAPUSTA 1990; KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1999].

Przeprowadzone w tym samym czasie badania zawartości metali ciężkich w szpilkach i korze wykazały, że zawartości cynku, żelaza i manganu były nieporównywalnie wyższe w szpilkach, a zawartość kadmu, ołowiu i żelaza znacznie wyższa w korze niż w najmłodszych pierścieniach rocznych drewna (lata 1999 - 2003) (por. Tab. 16). Porównanie zawartości pierwiastków w korze i w drewnie jest sposobem na zidentyfikowanie i ocenę antropogenicznego wpływu na drzewa. Na terenach, gdzie występuje ciągle zanieczyszczenie atmosfery, zawartość metali w drewnie i w korze zależy od pobierania jonów z gleby. Zawartość metali jest wielokrotnie wyższa w korze w porównaniu z zawartością w drewnie leżącym zaraz pod korą. Jednak skład chemiczny w obydwu komponentach jest podobny. Na powierzchniach niezanieczyszczonych, stosunek zawartości metali w korze i w drewnie jest w większości przypadków bliski 1 [SAARELA i in. 2005]. Ten sam autor wykazał w porównaniach zawartości metali w korze do zawartości w drewnie sosen z terenów podlegających emisjom z huty miedzi i niklu następujące stosunki: Cd - 0,5; Pb - 28; Zn - 1,4; Cu - 23; Fe - 20, Mn - 0,3.

Śledząc rozkład zawartości poszczególnych metali w kolejnych pięcioleciach, począwszy od roku 1959 nie można stwierdzić jednoznacznego nagromadzenia się badanych pierwiastków w okresie odpowiadającym działalności Huty Katowice (Rys. 32 - 37). Jedynie na powierzchni Łosień 2, gdzie drzewostan jest najstarszy, można zaobserwować wzrost zawartości większości analizowanych metali w czasie intensywnej działalności zakładu. Interesujący jest jednak fakt występowania większych zawartości metali w odcinkach przyrostów rocznych drzew odpowiadającym okresom sprzed uruchomienia Huty (por. Tab. XIII Aneksu). Wielu autorów, zajmujących się problematyką dendroekologii wskazuje w swoich pracach na promieniowe przemieszczanie się pierwiastków śladowych od kory w kierunku rdzenia [HAGEMAYER, BRECKLE 1986; ŁUKASZEWSKI i in. 1987, 1988, 1993; HAGEMAYER i in. 1994; HAGEMAYER, SCHÄFER 1995; BRACKHAGE i in. 1996; WATMOUGH, HUTCHINSON 1996, 2002; NABAIS i in. 1999; OPYDO i in. 2002]. Zawartość niektórych pierwiastków zmniejsza się od twardzieli w kierunku bielu, inne wzrastają w kierunku zewnętrznych pierścieni bielu (Pb), inne, jak np. Cd, wykazują najwyższe stężenie na granicy bielu i twardzieli lub jak Zn i Cu w najbardziej zewnętrznych pierścieniach w pobliżu kambium, a jeszcze inne nie wykazują żadnych tendencji [ŁUKASZEWSKI, OPYDO 1984; CHUN, HUI-YI 1992; HAGEMAYER, SCHÄFER 1995; BRACKHAGE i in. 1996; NIEDZIELSKA 1997; HAGEMAYER 1999; NABAIS i in. 1999; WATMOUGH 1999]. O pierwiastkach śladowych takich jak Cu i

Zn można powiedzieć, że mają tendencje do wzrostu zawartości w kierunku zewnętrznych pierścieni przyrostów rocznych. Żywe komórki mają, bowiem największe zapotrzebowanie na składniki odżywcze; w przeciwieństwie do metali toksycznych jak Pb i Cd, których stężenie wzrasta w komórkach martwych, jak również w pobliżu rdzenia, co można uznać za swoisty sposób detoksykacji [HAGEMEYER, SCHÄFER 1995].

Ponadto należy pamiętać, że pobieranie pierwiastków przez drzewa nie musi się koniecznie ograniczać do pierścieni rocznych utworzonych w bieżącym roku. Metale śladowe transportowane z korzeni wraz z wodą mogą być dostarczone do kilku przyległych pierścieni bielu, co znacznie ogranicza użycie przyrostów rocznych jako tymczasowych monitorów zmian zanieczyszczenia środowiska [WATMOUGH 1999]. W niniejszych badaniach nie prowadzono obserwacji rozkładu bielu i twardzieli w obrębie pozyskanych próbek drewna, stąd trudności w określeniu dokładnej granicy i zinterpretowanie zaobserwowanego rozkładu zawartości metali. Podsumowując powyższe rozważania należy skłonić się ku stwierdzeniu, że rozmieszczenie metali ciężkich na przekroju porzecznym pnia nie pozwala na odtworzenie okresowych zmian zanieczyszczeń z uwagi na aktywne przemieszczanie się poszczególnych metali w pniu oraz wybiórczość ich kumulacji. Dotyczy to zwłaszcza cynku i kadmu. Drewno nie może, zatem być bioindykatorem skali zanieczyszczeń przemysłowych środowiska leśnego w danym czasie. Aczkolwiek niektórzy autorzy [KAŻMIERCZAKOWA i in. 1984; TENDEL, WOLF 1988; GUYETTE i in. 1991; EKLUND 1995; WATMOUGH, HUTCHINSON 1996; JONSSON i in. 1997] potwierdzają zależność między poziomem metali, notowanym w środowisku oraz koncentracją analizowanych pierwiastków w pierścieniach przyrostów rocznych. W badaniach prowadzonych w Szwecji EKLUND [1995] stwierdził wysoką zależność pomiędzy zmianami stężenia ołowiu i kadmu w atmosferze a zawartością metali w drewnie dębów. Podobnie GUYETTE i in. [1991] przedstawia długotrwałe zależności działalności przemysłu wydobywczego ołowiu w stanie Missouri (USA), a zawartością ołowiu i kadmu w drewnie jałowca.

W celu scharakteryzowania przebiegu przyrostu rocznego drzew w drzewostanach podlegających wzmożonej antropopresji określono również szerokość słoï rocznych *P. sylvestris* (Tabele XIV a-g Aneksu). Analiza szerokości przyrostów rocznych opiera się na założeniu, że zmiany zachodzące w szerokości odkładanych corocznie pierścieni drewna są wynikiem interakcji pomiędzy drzewem a czynnikami zewnętrznymi. Roczny przyrost grubości jest bowiem skorelowany z warunkami wzrostu danego drzewa,

a szerokość słoików zależy w głównej mierze od wieku, stanowiska biosocjalnego drzewa, warunków siedliskowych, meteorologicznych, a także czynników powodujących zakłócenia w przebiegu wzrostu, do których zalicza się, zwłaszcza w regionach przemysłowych, zanieczyszczenia gleby i powietrza [BEKER 1995, 1996; UFNALSKI, SIWECKI 2002; TOLUNAY 2003; KANTARCI 2003]. Przebieg rocznego przyrostu drzew badanych drzewostanów można prześledzić na rysunkach 38 a-g. Obrazują one różne okresy życia drzew w zależności od wieku drzewostanów. Krzywe mają przebieg malejący wraz z upływem lat, jednak zmniejszanie się przyrostu nie jest jednostajne, ale odbywa się z większymi lub mniejszymi wahaniami, które zależą nie tylko od wieku drzewostanu, ale i od zmieniających się warunków zewnętrznych rozwoju drzew w drzewostanie. Bardzo wyraźnie zaznaczają się okresy mniejszego i większego przyrostu. Wielkość tych wahań jest zróżnicowana, na ogół jednak maleje wraz z wiekiem. Analizując przebieg przyrostu w poszczególnych latach zauważamy zmiany tendencji przyrostu na poszczególnych powierzchniach. Drzewostany III klasy wieku, na powierzchniach Huta 0, Niegowonice 4 i Mitreğa 5, najniższe przyrosty osiągały w latach 1974 - 1982, a więc był to jednocześnie okres wzmożonej produkcji Huty Katowice, ale i moment życia drzew, kiedy po kulminacji przyrostu następuje gwałtowny spadek przyrostu. Natomiast na powierzchniach Huta 1 i Łosień 2 (drzewostany najstarsze), jednostajny spadek przyrostu drzew został zaburzony dwukrotnie. Pierwszy raz z początkiem lat 60, kiedy miał miejsce generalny rozwój przemysłu na terenie Górnego Śląska, a następnie z końcem lat 70, gdy pełną działalność rozpoczęła Huta Katowice. Jest to potwierdzenie zależności, które notowali również inni autorzy badający wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na drzewa rosnące w sąsiedztwie emitorów [RIEGER 1989; ORZEŁ 1996; GRABCZYŃSKI 1996B; UFNALSKI, SIWECKI 2002]. Imisje przemysłowe są czynnikiem powodującym zakłócenia w przebiegu fizjologicznych procesów zachodzących w drzewach, osłabiają aktywność aparatu asymilacyjnego poprzez defoliację oraz mechaniczne uszkodzenia, prowadzą do osłabienia żywotności drzew, objawiającego się między innymi zmniejszeniem przyrostu rocznego, a więc także i produkcji drewna [NIEDZIELSKA 1996; TOLUNAY 2003]. OLEKSYN i in. [1993] stwierdzili redukcję przyrostu radialnego sosny, z okolic fabryki nawozów azotowych w Puławach, sięgającą 6-62 %. Szerokości przyrostów rocznych dębów ze strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” charakteryzowały się spadkiem o ponad 70 % [UFNALSKI, SIWECKI 2002]. FELIKSIK i WILCZYŃSKI [2003] stwierdzili na przełomie lat 60-tych i 70-tych znaczne obniżenie szerokości przyrostów daglezi zielonej rosnącej w Sudetach.

Śledząc dalszy przebieg krzywych można zaobserwować znaczne zwiększenie przyrostu, które nastąpiło w okresie lat 90 – zwłaszcza w drzewostanach wyższych klas wieku (por. Rys. 38 a-g). Może to świadczyć o mniejszej presji czynnika stresowego, jakim jest zanieczyszczenie środowiska na badanym terenie (spadek produkcji, nowe technologie). Wzrost dynamiki przyrostu grubości drzew jest zjawiskiem, które wskazuje, że trwające nawet kilkanaście lat silne osłabienie procesu przyrostu drzew, spowodowane zanieczyszczeniami przemysłowymi, nie jest nieodwracalne i rewitalizacja badanych drzewostanów jest możliwa. Jest to objaw korzystny zwłaszcza dla drzewostanów młodszych klas wieku. Pojawiła się, bowiem pewna nadzieja na trwałą poprawę, choć niewątpliwie jeszcze długo nie będzie można mówić o wyrównaniu poniesionych w niedalekiej przeszłości strat. Podobne zjawisko zaobserwował ZAWADA [1994, 2001] badając jodły w Beskidzie Żywieckim, NIEDZIELSKA [1996] i GRABCZYŃSKI [1996a] prowadząc badania sosny w pobliżu Miasteczka Śląskiego oraz JASZCZAK i MAGNUSKI [2002] w Puszczy Zielonce.

Przeprowadzając analizę zależności pomiędzy zawartością metali ciężkich w drewnie a szerokością przyrostów rocznych sosny (Tab. 15) uzyskano w zdecydowanej większości przypadków wyniki nieistotne statystycznie, aczkolwiek ujemne. Na brak istotności statystycznej wpływ może mieć wspomniany wcześniej proces promieniowego przemieszczania się pierwiastków śladowych. Jednak ujemne wartości korelacji dowodzą negatywnego wpływu zawartości toksycznych pierwiastków na przyrost grubości sosny. Jednym z założeń prowadzonych badań było także zweryfikowanie przypuszczeń, który z czynników – antropogeniczny czy naturalny – mógł mieć większy wpływ na wielkość rzeczywistego przyrostu rocznego grubości drzew. W tym celu przeprowadzono analizę korelacji biorąc pod uwagę wielkość opadu pyłu oraz wielkość opadu atmosferycznego (por. Tab 18 i Rys. 63 a-n). Uzyskane dane nie dały jednak jednoznacznej odpowiedzi, gdyż wyniki w większości przypadków nie osiągnęły wartości istotnych statystycznie. Przypuszczać jednak można, że na badanym terenie większy wpływ na wielkość przyrostu drzew miało zanieczyszczenie atmosfery, gdyż ten czynnik wykazał ujemną korelację dla większości powierzchni badawczych, a dla trzech z nich była ona istotna statystycznie ($H1$ $r = -0,66$; $O3$ $r = -0,83$; $M5$ $r = -0,88$). Przeprowadzając analogiczne badania dwóch gatunków sosen (*P. brutia* i *P. nigra*) w zachodniej azjatyckiej części Turcji KANTARCI [2003] i TOLUNAY [2003] stwierdzili, że zdecydowanie większy wpływ na zmniejszanie się przyrostów rocznych drzew miała jakość powietrza atmosferycznego a nie opady atmosferyczne.

Analiza porównawcza wielkości przyrostu rzeczywistego i normalnego posłużyła do dokładniejszego prześledzenia zmian przyrostu rocznego grubości drzew w badanych drzewostanach. Przyrost normalny analizowanych drzewostanów przebiega typowo dla drzew światłożądnych, jakim jest sosna zwyczajna – wraz z wiekiem przyrost stopniowo maleje [CZARNOWSKI 1978; PRZYBYLSKI 1993; EBIŚ 2001]. Określając modelowy przebieg przyrostu, brano pod uwagę zarówno wielkość przyrostu przed generalnym rozwojem GOP jak i okres prężnego rozwoju przemysłu na Górnym Śląsku. Uzyskane krzywe obrazują zatem modelowy przebieg przyrostu w badanym regionie w ciągu całego okresu życia drzew [GRABCZYŃSKI 1996a].

Najwyższymi średnimi wartościami rzeczywistego przyrostu grubości charakteryzują się drzewa powierzchni Huta 0 i Niegowonice 4 oraz powierzchni kontrolnej (por. Rys. 62 a-g i Tab. 17). Natomiast najmniejszy średni rzeczywisty przyrost grubości sosen stwierdzono na powierzchni Huta 1 i Łosień 2. Na wszystkich powierzchniach wartość określająca normalny przyrost grubości drzew przewyższa wartość przyrostu rzeczywistego, a największa różnica występuje w przypadku drzew drzewostanów na powierzchni Okradzionów 3. Stan ten można tłumaczyć stosunkową niską wartością przyrostu drzew na tej powierzchni w wieku kulminacji.

W celu dokładniejszej charakterystyki dynamiki przyrostów grubości drzew od momentu rozpoczęcia działalności Huty Katowice do chwili obecnej, analizowano relatywny przyrost drzewostanów. Wartość tę obliczono na podstawie wskaźników relatywnego przyrostu drzew w okresach pięcioletnich odłożonych w kolejnych latach działalności emitora w porównaniu do ostatniego pięciolecia przed uruchomieniem zakładu (por. Ryc. 64 a-c i Tab. 19 i 20). Powierzchnie, które charakteryzowały się najniższym wskaźnikiem relatywnego przyrostu grubości na początku działalności Huty były zlokalizowane w najbliższym sąsiedztwie emitora i nie wykazano tu związku z wiekiem drzewostanu (powierzchnie Huta 0, Huta 1, Łosień 2). Na większości powierzchni badawczych zaobserwowano wyraźny przyrost szerokości słoików rocznych w latach dziewięćdziesiątych, co może wiązać się ze wspomnianą już pozytywną reakcją drzewostanów sosnowych na zmniejszanie się wielkości emisji szkodliwych związków. Potwierdzenie przypuszczeń znajdujemy także w szczegółowych wynikach przedstawiających ilość pyłu emitowanego przez Hutę Katowice – w roku 1981 wynosiła ona: 56 380 Mg/rok, natomiast w 1998 emisja ta uległa znacznemu ograniczeniu do 4 148 Mg/rok (por. Tab. I Aneksu). Również inni autorzy, posługując się analogicznymi wskaźnikami [ZAWADA 1994, 2001; GRABCZYŃSKI 1996a; NIEDZIELSKA 1996; ORZEL 1996a] stwierdzili w swoich badaniach, że zmiany wielkości relatywnego przyrostu mogą

mieć związek ze zmianami wielkości zanieczyszczenia środowiska. Zmniejszająca się w kolejnych pięcioleciach wartość wskaźnika I na powierzchni kontrolnej może mieć związek ze wspomnianym wcześniej naturalnym przebiegiem przyrostu grubości drzew w czasie (por. Rys. 62 a-g) [CZARNOWSKI 1978; BEKER 1995, 1996].

Określenie udziału zanieczyszczeń przemysłowych w procesie degradacji lasu, względnie relacji pomiędzy stopniem przemysłowego skażenia środowiska a przyrostem drzewostanów napotyka na wiele barier metodycznych, stąd trudno jest wyciągnąć jednoznaczne wnioski. Kształtowanie się cech dendrometrycznych drzew jest wypadkową oddziaływania wielu czynników oraz wpływu wynikającego z interakcji pomiędzy tymi czynnikami. Do najważniejszych czynników można zaliczyć skład chemiczny emitowanych zanieczyszczeń, sposób zagospodarowania lasu, żyzność siedliska, wiek drzewostanu oraz czynniki klimatyczne [GRABCZYŃSKI i in. 1984, GRABCZYŃSKI 1996; ZWOLIŃSKI, ORZEŁ 2000; KANTARCI 2003; TOLUNAY 2003]. Zanieczyszczenia przemysłowe mogą wywoływać również szereg zmian w ekosystemie leśnym mającym istotny wpływ na rozwój drzewostanów. W wyniku nadmiernego wydzielania się posuszu [ORZEŁ 1995] drzewa pozostałe w drzewostanie korzystają z większej przestrzeni wzrostu - warunków sprzyjających intensywniejszemu przyrostowi [ASSMANN 1968]. Z drugiej strony, zanieczyszczenia przemysłowe mogą być przyczyną zwiększonej wrażliwości drzewostanów na naturalne czynniki środowiskowe, jak susze czy mrozy [SHEPPARD 1994; SUTINEN i in. 1996]. Wszystko to utrudnia interpretację wyników badań i prowadzić może do błędnych wniosków.

Drzewostany sosnowe rosnące w sąsiedztwie Huty Katowice nie były wcześniej poddawane szczegółowym badaniom dendrologicznym, z czego wynika trudność w interpretacji niniejszych wyników i brak możliwości porównania tendencji zmian cech taksacyjnych i wielkości przyrostu zasobności drzewostanów. Analiza cech dendrometrycznych wymaga bowiem długiego okresu badań, aby można było stwierdzić tendencje i kierunek zmian kondycji drzew i drzewostanów. Niniejsze wyniki mogą zatem stanowić pierwszy etap pomiarów tworząc bazę dla dalszych kompleksowych obserwacji.

7. Wnioski

1. Na podstawie określenia stopnia zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego podlegających wpływom emisji „Huty Katowice”:
 - 1.1. Stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych stężeń kadmu w glebach badanych terenów. Stężenie pozostałych analizowanych pierwiastków mieściło się w dopuszczalnych granicach.
 - 1.2. Zaobserwowano zależność, że wraz ze wzrostem odległości od emitora maleje ilość następujących pierwiastków w glebie: siarki, kadmu, ołowiu, cynku, miedzi oraz frakcji ogólnodostępnej manganu. Dla magnezu i substancji organicznej odnotowano zależność odwrotną – wzrost ich zawartości w glebie wraz ze wzrostem odległości od emitora.
 - 1.3. Potwierdzono negatywny wpływ zanieczyszczeń środowiska na szerokość przyrostów rocznych sosny na badanych powierzchniach, objawiający się zmniejszeniem przyrostu pierśnicy drzew.
2. Ocena stopnia zanieczyszczeń w poszczególnych elementach badanych ekosystemów pozwoliła na określenie następujących charakterystyk:
 - 2.1. Zawartość pierwiastków emitowanych przez przemysł była w roślinach bardziej zróżnicowana niż w glebach, gdyż oprócz rodzaju zanieczyszczenia stwierdzono wpływ gatunku i organu roślin. Przekroczenie fitotoksycznych wartości progowych dla zawartości metali w roślinach stwierdzono jedynie w przypadku kadmu.
 - 2.2. Wykazano zróżnicowanie zawartości metali w różnych organach roślin. Wyższą zawartość kadmu, cynku i miedzi stwierdzono w badanych łodygach dwóch gatunków borówek oraz ogonkach liściowych poziomki, natomiast zdecydowanie większą zawartość żelaza i manganu w liściach wymienionych gatunków.
 - 2.3. Za pomocą analizy regresyjnej i współczynników korelacji wykazano wpływ poziomu zawartości w glebie takich pierwiastków jak kadm, ołów, cynk, miedź i żelazo, na ich zawartość w roślinach i korze sosny.
 - 2.4. Pierwiastkiem, który zachowywał się odmiennie od innych był mangan, wykazując wysokie zawartości w glebie na powierzchniach zanieczyszczonych, jednak najwyższą biokumulację tego metalu zwłaszcza

- przez krzewinki (*V. myrtillus*, *V. vitis-idaea*) stwierdzono na powierzchni kontrolnej. Na poziom pobierania mang wpłynęły takie parametry gleby jak niskie pH i wysoka zawartość materii organicznej.
- 2.5. Stwierdzono wyraźny antagonizm między manganem a kadmem, ołowiem, cynkiem, miedzią i żelazem. Znaleziono również potwierdzenie zależności stymulacji ołowiu przy pobieraniu przez rośliny kadmu oraz wpływu miedzi na pobieranie kadmu i cynku.
3. Zaobserwowane w latach dziewięćdziesiątych zmniejszanie się obciążenia środowiska naturalnego szkodliwymi związkami pozwoliło na stwierdzenie następujących zmian:
- 3.1. Zanotowano postępujący spadek obciążenia gleb cynkiem, miedzią i żelazem w ciągu ostatniego dziesięciolecia.
- 3.2. W roślinach objętych wpływem zanieczyszczeń atmosferycznych stwierdzono spadek zawartości kadmu, ołowiu, cynku, miedzi i żelaza.
- 3.3. Ograniczenie emisji zanieczyszczeń zdecydowanie wpłynęło na wzrost szerokość przyrostów rocznych sosny pospolitej.
4. Przeprowadzone badania pozwoliły na ocenę przydatności wybranych wskaźników ekologicznych oceniających wpływ zanieczyszczeń na zbiorowiska leśne.
- 4.1. Określenie **biodostępnej zawartości metali ciężkich w glebie** pozwala na oszacowanie wielkości zagrożenia oraz ich oddziaływań na mikroorganizmy i rośliny, co jest wyrażone istotną statystycznie zależnością dodatnią pomiędzy frakcją biodostępną metali ciężkich, a zawartością tych pierwiastków w roślinach. Świadczyć to również może, że głównym źródłem zawartości metali w roślinach jest gleba.
- 4.2. Badania **zawartości metali ciężkich w roślinach** są dobrym i porównywalnym kryterium przy ocenie wpływu zanieczyszczeń powietrza. W analizach należy jednak brać pod uwagę nie tylko bezwzględne wartości stężeń metali ciężkich, ale również antagonistyczny wpływ metali ciężkich na pobieranie przez rośliny tzw. metali biofilnych. Najlepszym miernikiem skażeń przemysłowych jest ocena zmian stężeń metali w długim okresie i w możliwie pełnym obiegu biologicznym (gleba - atmosfera - rośliny).

-
- 4.3. **Zawartość metali ciężkich w drewnie *P. sylvestris*** jest niewielka, chociaż wykazuje pewną zależność od nasycenia nimi środowiska. Rozmieszczenie metali na przekroju poprzecznym pnia nie pozwala na odtworzenie okresowych zmian zanieczyszczeń z uwagi na aktywne przemieszczanie się poszczególnych metali w pniu oraz wybiórczość ich kumulacji. Drewno nie stanowi, zatem dobrego narzędzia w biomonitoringu skali zanieczyszczeń przemysłowych środowiska leśnego w danym czasie.
- 4.4. Zanieczyszczenia przemysłowe są jednym z głównych, ale nie jedynym czynnikiem oddziałującym negatywnie na drzewostany. Przy zmniejszających się wielkościach emisji i imisji szkodliwych związków istotne są również inne, jak np. wielkość opadów atmosferycznych. Stąd wydaje się właściwe, aby obecnie nie rozpatrywać tylko jednego czynnika oddziałującego negatywnie na środowisko leśne (w tym przypadku zanieczyszczeń przemysłowych), ale kilku czynników, wpływających kompleksowo na kondycję drzew i drzewostanów.

8. Literatura

1. ADRIANO D.C, 1986. Trace elements in the terrestrial environment. New York – Heidelberg, Springer Verlag
2. ALLOWAY R.J., 1990. Heavy metals in soils. Backie Glasgow and London, John Wiley & Sons, New York
3. BADORA A., 2002. Wpływ pH na mobilność pierwiastków w glebach. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 482: 21-36
4. BANG J., HESTERBERG D. 2004. Dissolution of trace element contaminants from two coastal soil as affected by pH. J. Environ. Qual., 33: 891-901
5. BASTA N.T., RYAN J.A., CHANEY R.L. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. Journal of Environmental Quality 34: 49-63
6. BARANOWSKA – MOREK A., 2003. Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich. Kosmos, tom 52, nr 2-3: 283-298
7. BARNES D., HAMADAH M.A., OTTAWAY J.M. 1976. The lead, copper and zinc content of tree rings and bark. A measurement of local metallic pollution. Science of the Total Environment 5: 63-67
8. BARONA A., ARANGUIZ I., ELIAS A. 2001. Metal associations in soils before and after EDTA extractive decontamination: implications for effectiveness of further clean-up procedures. Environ. Pollut., 113: 79-85
9. BARTYZEL I. 1988. Ekofizjologiczne badania *Pinus silvestris* L. i *Betula verrucosa* EHRH. w strefie oddziaływań K. M. Huta Katowice. UŚ Katowice, Praca magisterska
10. BELL J.N.B., TRESHOW M., 2004. Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin. Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa
11. BEKER C. 1995. Przyrost pierśnicy w drzewostanach sosnowych młodszych klas wieku. Sylwan. (rok. CXXXIX) Nr 5: 61-70
12. BEKER C. 1996. Przyrost pierśnicowy w drzewostanach sosnowych starszych klas wieku. Sylwan. (rok. CXL) Nr 1: 81-91
13. BIAŁOBOK S. (red.), 1989a. Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań

14. BIAŁOBOK S., 1989b. Zagrożenie lasów w Polsce przez zanieczyszczenia przemysłowe [w:] Białobok S. (red.) Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań
15. BIAŁOBOK S., BORATYŃSKI A., BUGAŁA W., 1993. Biologia sosny zwyczajnej. Instytut Dendrologii PAN, Wyd. Sorus, Poznań-Kórnik
16. BIULETYN INSTYTUTU METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ w Katowicach, 1992
17. BIULETYN INSTYTUTU METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ w Katowicach (lata 2000-2003)
18. BIULETYN WOJEWÓDZKIEJ STACJI SANITARNO EPIDEMIOLOGICZNEJ 2005. Katowice
19. BLAKE L., GOULDING K. W. T., 2002. Effects of atmospheric deposition, soil ph and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted experimental station, UK., Plant And Soil, 240. Kluwer Academic Publishers, ss: 235-251
20. BOLLIGER, ERBEN, GRAU, HEUBL 1996. Krzewy. Leksykon przyrodniczy, Świat Książki, Warszawa
21. BOROWSKI M., 1974. Przyrost drzew i drzewostanów. PWRiL, Warszawa
22. B.O.Ś. 2002. Raport Biura Ochrony Środowiska Przy Hucie Katowice S.A. Huta Katowice
23. B.O.Ś. 2006. Raport Biura Ochrony Środowiska ." Mittal Steel Poland" S.A. Oddział w Dąbrowie Górniczej
24. BRACKHAGE C, HAGEMAYER J., BRECKLE S., GRESZTA J., 1996. Radial distribution patterns of Cd and Zn in stems of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees analyzed 12 years after contamination event. Water, Air, and Soil Pollution, 90: 417-428
25. BRAMORA E. 1987. Wpływ zanieczyszczeń pyłowych na rośliny runa leśnego na przykładzie *Fragaria vesca* L. UŚ, Katowice, Praca magisterska
26. BROŻEK S., ZWYDAK M., 2003. Atlas gleb leśnych Polski. Wyd. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa
27. BYTNEROWICZ A., MOLSKI B. 1974. Wpływ atmosferycznego dwutlenku siarki na roślinność. Wiadomości botaniczne. Tom 18, Nr 3. 169-179.
28. CABAŁA S., 1980. Zmiany w borach wilgotnych GOP na skutek degradacji siedlisk leśnych. Archiwum Ochrony Środowiska 3-4: 135-140
29. CHLEBICKI A. 2004. Wspólna gra: grzyby, rośliny owady - wstęp. Kosmos, tom 53, Nr 1: 1-2

30. CHOJNACKA K., CHOJNACKI A., GÓRECKA H., GÓRECKI H. 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plant. *Science of the Total Environment*, Elsevier; 337, 175-182;
31. CHUN L., HUI-YI H., 1992. Tree ring element analysis of Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb et Zucc.) and Mongolian oak (*Quercus mongolica* Fisch ex Turcz.) from Changbai Mountain, north-east China. *Trees* 6: 103-108
32. CIEPAŁ R., 1984. Badania ekologiczne runa boru sosnowego w strefie ochronnej Huty „Katowice”. UŚ, Katowice, Praca doktorska, maszynopis
33. CIEPAŁ R., 1992. Przenikanie S, Pb, Cd, Zn, Cu, Fe do biomasy oraz gleby ekosystemu leśnego (na przykładzie wschodniej części woj. Katowickiego). Znaczenie bioindykacyjne. UŚ Katowice
34. CIEPAŁ R., 1996. Chemical analysis of some species of pine forest herb layer from protective zone of steelworks „Huta Katowice”. *Acta Biologica Silesiana* 26(43): 9-25
35. CIEPAŁ R., 1999. Kumulacja metali ciężkich i siarki w roślinach wybranych gatunków oraz w glebie jako wskaźnik stanu skażenia środowiska terenów chronionych województw śląskiego i małopolskiego. UŚ Katowice
36. CIEPAŁ R., BANASIK J. 1993. Kumulacja metali ciężkich i siarki przez rośliny pochodzące z różnych ekosystemów występujących w sąsiedztwie elektrowni "Łagisza". Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych. WBiOŚ, WnoZ UŚ, Katowice-Sosnowiec; 11: 15-23
37. CIEPAŁ R., NIEMTUR S., 1984. Akumulacja cynku, ołowiu i magnezu w drewnie sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) z rejonu przemysłowego (Miasteczko Śląskie). *Acta Biologica Silesiana* (16): 199-207
38. CIEPAŁ R., RYCMAN E., 1996. Ocena zagrożenia metalami ciężkimi i siarką Roztoczańskiego Parku Narodowego na podstawie analizy chemicznej liści i szpilek wybranych gatunków roślin. *Acta Biologica Silesiana* 28(45): 26-35
39. CZARNOWSKA K., 1997. Poziom niektórych metali ciężkich w glebach i liściach drzew miasta Łodzi. *Roczniki Gleboznawcze*, T. 48, nr3-4: 49-61
40. CZARNOWSKI M., 1978. Zarys ekologii roślin lądowych. PWN, Warszawa
41. CZARNOWSKI M. 1983. Fotosynteza drzew liściastych skażonych emisjami przemysłowymi. *Bioindykacja Skażeń Przemysłowych i Rolniczych PAN Oddział we Wrocławiu, Komisja Nauk o Ziemi*; 119-129

42. CZUCHAJOWSKA Z., LOREK E., STRĄCZEK T. 1980. Accumulation of Heavy Metals in an Ecosystem Influenced By Zinc-Plant Emissions. *Acta Soc. Bot. Pol.* 48 (3): 339-348
43. CZUCHAJOWSKA Z., STRĄCZEK T. 1979. Seasonal Changes of Pigments Concentration in the Leaves Of *Vaccinium myrtillus* and *Vaccinium vitis-idaea* and The Influence of Industrial Emissions. *Acta Soc. Bot. Pol.* 48/4: 551-558
44. DĄBROWSKA L., KAPAŁA J., TRUSZKOWSKI L. WRONA A. 1989. Próba kompleksowej oceny zmian środowiska przyrodniczego w rejonie oddziaływania kombinatu metalurgicznego Huta Katowice" [w:] Kombinat Metalurgiczny "Huta Katowice" w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego. *Biuletyn Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*; 5: 189-210
45. DEGRYSE F., BROOS K., SMOLDERS E., MERCKX R. 2003. Soil solution concentration of cd and zn can be predicted with a CaCl₂ soil extract. *European Journal of Soil Science*, March 2003, 54: 149-157
46. DMUCHOWSKI W., BYTNEROWICZ A., 1995. Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environmental Pollution* 87: 87-104
47. DUDKA S., SAJDAK S., 1992. Wstępna ocena niektórych metali śladowych w glebach woj. Katowickiego. *Archiwum Ochrony Środowiska* nr 2: 125-134
48. EBIŚ M. 2001. *Struktura biomasy sosny zwyczajnej*. PWN W-wa
49. EDWARDS C. A. 2002. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. *European Journal of Soil Biology* 38: 225-231
50. EKLUND M., 1995. Cadmium and lead deposition around a Swedish battery plant as recorded in oak tree rings. *Journal of Environmental Quality* 24: 126-131
51. ERENC I. 2004. Wpływ związków siarki na środowisko. *Przyroda Polska Miesięcznik LOP*, nr 2:5
52. FABISZEWSKI J., BREJ T., BIELECKI K. 1983b. Fitoindykacja wpływu huty miedzi na środowisko biologiczne. *Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego*, Wrocław; seria B, nr 207
53. FABISZEWSKI J., BIELECKI K., BREJ T. 1983a. Intensywność fotosyntezy i oddychania oraz zawartość barwników chlorofilowych jako wskaźniki skażenia środowiska wokół huty miedzi. *Bioindykacja Skażeń Przemysłowych i Rolniczych PAN Oddział we Wrocławiu, Komisja Nauk o Ziemi*; 131-141

-
54. FALIŃSKA K., 2004. Ekologia roślin. PWN, Warszawa
 55. FALIŃSKI J.B., 2001. Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. Wyd. PWN, Warszawa
 56. FELIKSIK E., WILCZYŃSKI S., 2003. Tree rings as indicators of environmental change. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Series Forestry*, Vol. 6 (2)
 57. GAMBUŚ F. 1993. Metale ciężkie w wierzchniej warstwie gleb i roślinach regionu krakowskiego. *Zesz. Nauk AR im. H. Kołłątaja w Krakowie, Rozpr. Habilit.* 176,1-81
 58. GAMBUŚ F., GORLACH E. 2001a. Problemy zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi (I). Pochodzenie i szkodliwość metali ciężkich. *Aura* 6: 11-13
 59. GAMBUŚ F., GORLACH E. 2001b. Problemy zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi (II). Ocena i stan zanieczyszczenia gleb w Polsce” *Aura* 7: 10-11
 60. GASZ D. 1996. Ocena stopnia zagrożenia rezerwatów przyrody „Nieznanowo” (Białowieża) i „Ochojec” (Katowice) przez metale ciężkie i siarkę na podstawie analizy chemicznej liści i szpilek wybranych gatunków. UŚ, Katowice, Praca magisterska
 61. GAWEL J., AHNER B. A., FRIEDLAND J., MOREL F.M.M. 1996. Role for heavy metals in forest decline indicated by phytochelatin measurements. *Nature*, Vol. 381
 62. GLIŃSKI J. 1980. Chemiczne i fizykochemiczne właściwości gleb. [w] *Gleboznawstwo. PWRiL, Warszawa*
 63. GODZIK S., 1989. Ostre i chroniczne uszkodzenia roślin oraz dopuszczalne w Polsce stężenie dwutlenku siarki. [w:] Białobok S. (red.), 1989. *Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań; 245-254*
 64. GODZIK S., SIENKIEWICZ J. 1990. Air Pollution and Forest Health In Central Europe: Poland, Czechoslovakia, And The German Democratic Republic". *Ecological Risks: Perspectives from Poland and the United States; 155-169*
 65. GODBOLD D.L., HUTTERMANN A. (eds.), 1994. *Effects of Acid Rain on Forest Processes. John Wiley & Sons, New York*
 66. GOMBER S., ASTA J., SEAWARD M.R.D. 2004. Assessment of lichen diversity by Index Of Atmospheric Purity (IAP), Index Of Human Impact (IHI) and other

- environmental factors in an urban area (Grenoble, Southeast France). *Science of the Total Environment* 324: 183-199
67. GORLACH E., 1995. Metale ciężkie jako czynnik zagrażający żyzności gleby. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z 421a: 113-122
68. GORLACH E., GAMBUŚ F., 2000. Potencjalne toksyczne pierwiastki śladowe w glebach (ndamiar, szkodliwość, przeciwdziałanie). *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z 472: 275-296
69. GRABCZYŃSKI S. 1996a, Trend przyrostu grubości drzewostanów sosnowych znajdujących się pod wpływem emisji przemysłowych. *Acta Agraria et Silvestria*, Ser. Sylvestris Vol. XXXIV: 23-31
70. GRABCZYŃSKI S. 1996b, Przyrost grubości drzew w drzewostanach sosnowych w regionach przemysłowych. *Acta Agraria et Silvestria*, Ser. Sylvestris Vol. XXXIV: 3-21
71. GRAU J., JUNG R., MÜNKER B. 1996. Zioła i owoce leśne. *Leksykon przyrodniczy*, Świat Książki, Warszawa
72. GRESZTA J. 1975. Wpływ imisji na siedliska borowe i drzewostany sosnowe w śląsko – krakowskim okręgu przemysłowym. PWN, W-wa
73. GRESZTA J., 1987. Wpływ przemysłowego zanieczyszczenia powietrza na lasy. Wyd. SGGW-AR, Warszawa
74. GRESZTA J., GRUSZKA A., KOWALKOWSKA K., 2002. Wpływ imisji na ekosystem. Wydawnictwo Śląsk, Katowice
75. GRESZTA J., PANEK E., 1989. Wpływ metali ciężkich na drzewa. [w:] Białobok S. (red.), *Życie drzew w skażonym środowisku*. PAN Warszawa – Poznań
76. GRODZIŃSKA K. 1979. Bioindykacja skażenia środowiska Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego związkami siarki i metalami ciężkimi. [w] *Ocena degradacji naturalnego środowiska ziem południowo-zachodnich Polski*. PAN Oddział we Wrocławiu, Komisja Nauk o Ziemi; 299-308
77. GRODZIŃSKA K. 1981. Zakwaszenie korowiny drzew Puszczy Niepołomickiej” *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*. Wydawnictwo PAN Wrocław, W-wa, Kraków, Gdańsk, Łódź; t. IX: 303-312
78. GRODZIŃSKA K. 1983. Mchy i kora drzew jako czułe wskaźniki skażenia środowiska gazami i pyłami przemysłowymi. *Bioindykacja Skażeń Przemysłowych i Rolniczych* PAN Oddział we Wrocławiu, Komisja Nauk o Ziemi; 67-86

-
79. GUPTA S.K., VOLLMER M.K., KREBS R. 1996. The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fraction in soil for three-level risk assessment and risk management. *Sci. of the Total Environ.* 178: 11-20
80. GUYETTE R.P., CUTTER B.E., HENDERSON G.S., 1991. Long-term relationship between mining activity and levels of lead and cadmium in tree – rings of eastern red cedar. *Journal of Environmental Quality* 20: 146-150
81. GWOREK B., DEGÓRSKI M., 1997. Przestrzenne i profilowe rozmieszczenie pierwiastków śladowych i żelaza w glebach zbiorowisk borowych. *Roczniki Gleboznawcze T XLVIII nr 1/2*: 19-30
82. HAGEMEYER J. 1999. Trece metals in tree rings - what do they tell us?" [w:] *Trace elements in the Environment*. Markert B., Friese K. (eds); Elsevier, Oxford; 375-385
83. HAGEMAYER J., BRECKLE S., 1986. Cadmium in den Jahrringen von Eichen: Untersuchungen zur Aufstellung einer Chronologie der Immisionen. *Angewandte Botanik* 60: 161-174
84. HAGEMEYER J., SCHÄFER H., 1995. Seasonal variation in concentrations and radial distribution patterns of Cd, Pb, and Zn in stem wood of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *The Science of the Total Environment* 166(1995), Elsevier, ss. 77-87
85. HAGEMEYER J., SCHÄFER H., BRECKLE S., 1994. Seasonal variation of nickel concentrations in annual xylem rings of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *The Science of the Total Environment* 145, Elsevier, ss. 111-118
86. HÄRTEL O. 1982. Pollutants accumulation by bark. [W: Steubing L., Jager H.J. (red.) *Monitoring of air pollutants by plants*. Junk W., Publ. The Hague, 33-42
87. HERPIN U., BERLEKAMP J., MARKERT B., WOLTERBEEK B., GRODZIŃSKA K., SIEWERS U., LIETH H., WECKERT V. 1996. The distribution of heavy metals in a transect of the tree states the Netherlands, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring. *The Science of the Total Environment* 187: 185-198
88. http://www.gridw.pl/raport_pl/caly/8a.htm;
89. <http://www.zieloni.osiedle.net.pl/fzb-globalne-zagrozenia-srodowiska-www.zieloni.w.pl.htm>

90. HUANG Q., SHINDO H. 2000. Effects Of Copper On The Activity And Kinetics Of Free And Immobilized Acid Phosphatase. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1885-1892
91. IWASIEWICZ A., PASZEK Z. 2000. Statystyka z elementami statystycznych metod sterowania jakością. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Krakowie, Kraków.
92. JASZCZAK R., MAGNUSKI K., 2002. Biometryczne cechy drzewostanów sosnowych rosnących w warunkach stresu jako kryterium ich kondycji życiowej. [w:] Mat. IV Krajowego Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Wyd. Naukowe Bogucki, Poznań, ss. 449-456
93. JONSSON A., EKLUND M., HAKANSSON K., 1997. Heavy metals of the 20th century recorded in oak tree rings. *Journal of Environmental Quality* 26: 1638-1643
94. JUDA-REZLER K., 2000. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa
95. KABATA-PENDIAS A. 1996. Analiza śladowa gleb i roślin. [w:] Problemy jakości analizy śladowej w badaniach środowiska przyrodniczego. Biblioteka monitoringu Środowiska. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska; 223-234
96. KABATA-PENDIAS A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements - an environmental issue. *Geoderma, Elsevier*; 122: 143-149
97. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1979. Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa
98. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1993. Biochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa
99. KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H, 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa
100. KACZOR A. 1998. Odżywianie się roślin w warunkach gleb silnie zakwaszonych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z. 456: 55-62
101. KANTARCI M. D., 2003. The effects of SO₂ pollutant on forest tree needles at mountainous land around Izmir (Turkey). *Water, Air and Soil Pollutions: Focus* 3, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, ss. 215-225
102. KAPALA J. 1989. Zmiany jakości powietrza atmosferycznego w rejonie oddziaływania kombinatu metalurgicznego Huta Katowice" [w:] Kombinat Metalurgiczny "Huta Katowice" w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego. *Biuletyn Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*; 5: 83-94

103. KARWETA S., 1978a. Bioindykacja skażenia środowiska metalami ciężkimi (Zn i Pb) na podstawie analizy chemicznej szpilek sosny zwyczajnej w rejonie emisji. *Archiwum Ochrony Środowiska* 2: 135-138
104. KARWETA S. 1989. Oddziaływanie Huty Katowice na skład chemiczny roślin i gleb w obszarze strefy ochronnej" [w:Kombinat Metalurgiczny "Huta Katowice" w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego] *Biuletyn Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*; 5: 169-182
105. KARWETA S. 1992. Zawartość niektórych składników mineralnych w roślinach jako wskaźnik skutków emisji zanieczyszczeń z koksowni. [w:] *Skutki oddziaływania przemysłu koksowniczego na środowisko człowieka. Mat. Z Ogólnopol. Konf. Nauk., IPIŚ PAN, Fund. im. F. Eberta, Zabrze*; 97-106
106. KAŻMIERCZAKOWA R., GRODZIŃSKA K., BEDNARZ Z., 1984. Content of heavy metals in xylem of 100 old Beech (*Fagus sylvatica* L.) in Southern Poland. *Bulletin of the Polish Academy of Sciences, Biological Sciences*, 132: 329-338
107. KELLER C., HAMMER D. 2004. Metal availability and soil toxicity after repeated croppings of *Thlaspi caerulescens* in metal contaminated soil. *Environ. Pollut.* 131: 243-254
108. KONDRACKI J. 2000. *Geografia regionalna Polski*. Wyd. II. PWN Warszawa, ss. 441
109. KOPTSIK S. V., KOPTSIK G. N. 2001. Effects of acid deposition on forest soils in northernmost russia modelled and field data. *Water, Air, And Soil Pollution* 130: 1277-1282
110. KOZANECKA T., CHOJNICKI J., KWASOWSKI W. 2002. Content of Heavy Metals in Plant From Pollution-Free Regions" *Polish Journal of Environmental Studies*, vol.11, no.4: 395-399
111. KREINER W., HÄRTEL O. 1986. Spruce bark influenced by SO₂. *Eur. J. Forest Pathol.* 16 (3): 171-181
112. KREMER B. 1996 *Drzewa. Leksykon przyrodniczy*, Świat Książki, Warszawa
113. KRZAKLEWSKI W., WÓJCIK J., WĄCHALEWSKI T., PANEK E. 1996. Skażenie środowiska leśnego metalami ciężkimi w rejonie Olkusza. [w] *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. III Krajowe Sympozjum Sorus*, Poznań, 101 – 105

-
114. KUCHARSKI, GZYL J., SAJDAK CZ. 1993. Zanieczyszczenie gleb, roślin jadalnych i paszowych metalami ciężkimi. [w] Czy środowisko woj. katowickiego wywiera ujemny wpływ na stan zdrowia ludności. ŚTW, Katowice
115. KUROWSKI J.K., 1993. Dynamika fitocenoz leśnych w rejonie kopalni odkrywkowej Bełchatów. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, ss. 1-171
116. KURTOK J. 2001. Ocena przydatności Wojewódzkiego Parku Kultury i Wypoczynku im. Gen. J. Ziętka w Chorzowie oraz Parku Im. Tadeusza Kościuszki w Katowicach dla potrzeb rekreacji w oparciu o analizę chemiczną materiału roślinnego i gleby. UŚ Katowice, Praca magisterska
117. LASAT M. M. 2002. Phytoextraction of toxic metals. A review of biological mechanisms. J. Environ. Qual. 31:109-120
118. LASKOWSKA W. 1973. Rośliny borów. Państwowe Zakłady Wydawnictw Szkolnych, Warszawa
119. LATOCHA E., 1986. Wpływ niektórych rębni i sposobów przygotowania gleby na wzrost drzew w kilku rejonach przemysłowych. Prace IBL, 654
120. LAUREYSENS I., BLUST R., DE TEMMERMAN L., LEMMENS C., CEULEMANS R. 2004. Clonal Variation In Heavy Metal Accumulation And Biomass Production In A Poplar Coppice Culture: I. Seasonal Variation In Leaf, Wood And Bark Concentration. Environmental Pollution 131: 485-494
121. LAZAR J. 1976. Gleboznawstwo z podstawami geologii. PWN, Warszawa-Poznań
122. LECH P. 1999. Wybór wskaźników stanu zdrowotnego drzew możliwych do zastosowania w monitoringu biologicznym lasów na przykładzie wybranych drzewostanów świerkowych z Nadleśnictwa Szklarska Poręba. Prace IBL, Ser. A., 891: 41-58.
123. LEDIN M., KRANTZ-RÜLCKER C., ALLARD B. 1996. "Zn, Cd. And Hg Accumulation By Microorganisms Organic And Inorganic Components In Multi-Compartment Systems. Soil Biol. Biochem. Vol. 28, No. 6: 791-799
124. LEPP N., DOLLARD G., 1974. Studies on the behavior of lead in wood. Binding of free and complexed ²¹⁰Pb to xylem tissue. Oecologia, 16: 369-377
125. LINDERHOLM H. W., 1999 Climatic and anthropogenic influences on radial growth of Scots pine at Hanvedsmossen, a raised peat bog, in south central Sweden. Geografiska Annaler, 81 A (1999), 1: 75-86
126. LITYŃSKI T., JURKOWSKA H. 1982. Żyzność gleby i odżywianie się roślin. PWN, Warszawa

127. LOREK E. 1979. Badania składu chemicznego owoców borówek *V. myrtillus* L. i *V. vitis-idaea* L. jako wskaźnika stopnia zanieczyszczenia środowiska naturalnego w rejonie wielkoprzemysłowym. UŚ Katowice - Praca doktorska
128. LOREK E., 1993. Kierunki i dynamika zmian procesów degradacji środowiska pod wpływem antropopresji w rejonie Górnego Śląska. Prace Naukowe AE w Katowicach, Katowice
129. ŁOMNICKI A. 2003. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. Oxford.
130. ŁUKASIK I. 2006. Degradacja starodrzewów bukowych *Luzulo pilosae* - *Fagetum* w warunkach zróżnicowanej antropopresji na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice; 1-145
131. ŁUKASIK W. 1982. Badania zawartości barwników i metali ciężkich w wybranych gatunkach roślin runa boru świeżego. UŚ, Katowice, Praca magisterska
132. ŁUKASIK W. 1990. Zmiany zawartości barwników asymilacyjnych w wybranych gatunkach roślin boru sosnowego pod wpływem zanieczyszczeń powietrza. Środowisko zmienione przez antropopresję. Acta Biologica Silesiana T. 16: 191-201
133. ŁUKASIK-WOJTASZEK I., 1987. Kumulacja pierwiatków metalicznych w igłach *J. communis* w warunkach skażenia środowiska. W: Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. MAt. Symp., Poznań, 373-377
134. ŁUKASIK I., CIEPAŁ R., 1991. Ocena akumulacji metali ciężkich w runie boru świeżego rosnącego w strefie ochronnej Kombinatu metalurgicznego „Huta Katowice”. Acta Biologica Silesiana, Katowice 16(33): 105-121
135. ŁUKASIK I., NADGÓRSKA-SOCHA A., POMIERNY S., LIPKA A. 2006. Zawartość barwników asymilacyjnych jako wskaźnik zaburzeń procesów fizjologicznych u roślin w strefie oddziaływań elektrociepłowni "Halemba" Środowisko i Rozwój, Vol.13, Nr.1: 148-164
136. ŁUKASZEWSKI Z., OPYDO J. 1984. Zawartość metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych sosny zwyczajnej rosnącej w warunkach umiarkowanego skażenia środowiska. [w] Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. II Krajowe Sympozjum Kórnik 16-19 maja; 385-390
137. ŁUKASZEWSKI Z., OPYDO J., SIWECKI R., 1987. Zawartość metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych sosny zwyczajnej rosnącej w warunkach umiarkowanego skażenia środowiska. [w:] „Reakcje biologiczne drzew na

- zanieczyszczenia przemysłowe” Materiały II Krajowego Sympozjum Kórnik 1984, Wyd. UAM Poznań, ss. 385-390
138. ŁUKASZEWSKI Z., SIWECKI R., OPYDO J., ZEMBRZUSKI W., 1988. The effect of industrial pollution on zinc, cadmium and copper concentration in the xylem rings of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Trees*, 2: 1-6
139. ŁUKASZEWSKI Z., SIWECKI R., OPYDO J., ZEMBRZUSKI W., 1993. The effect of industrial pollution on copper, lead, zinc and cadmium concentration in xylem rings of resistant (*Populus marilandica*) and sensitive (*P.balsamifera*) species of poplar. *Trees*, 7: 169-174
140. MAIZ I., ARAMBRARRI I., GARCIA R., MILLÁN E. 2000. Evaluation of heavy metal availability in polluted soil by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environ. Pollut.* 110: 3-9
141. MAIZ I., ESNAOLA V., MILLÁN E. 1997. Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by short sequential extraction procedure. *The Sci. of the Total Environ.*, 206: 107-115
142. MAKKONEN K., HELMISAARI H. S. 1999. Assessing Fine-Root Biomass And Production In A Scots Pine Stand - Comparison Of Soil Core And Root Ingrowth Core Methods. *Plant And Soil* 210: 43-50,
143. MALCZYK P. 1996. Metale ciężkie w glebach wybranych ekosystemów leśnych. *Post. Nauk. Roln. Z.* 434: 599 – 603
144. MALZAHN E., NIEDZIELSKA U. 1986. Zakwaszenie kory sosny zwyczajnej w puszczy białowieskiej jako wskaźnik zanieczyszczenia środowiska leśnego. *Parki Narodowe I Rezerваты Przyrody*, tom 7, nr 1: 77-84
145. MARKERT B., HERPIN U., BERLEKAMP J., OEHLMANN J., GRODZIŃSKA K., MANKOVSKA B., SUCHARA I., SIEWERS U., WECKERT V., LIETH H. 1996. A Comparison Of Heavy Metal Deposition In Selected Eastern European Countries Using The Moss Monitoring Method, With Special Emphasis On The "Black Triangle. *The Science of the Total Environment* 193: 85-100
146. MATUSZKIEWICZ W., 2001, Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa
147. MATUSZKIEWICZ J.M., 2002. Zespoły leśne Polski. Wyd. PWN, Warszawa
148. MCLAUGHLIN S.B., 1985. Effect of air pollution on forest. A critical review. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 35: 516-534

149. MCLAUGHLIN S., SHORTLE W., SMITH K., 2002. Dendroecological application in air pollution and environmental chemistry: research needs. *Dendrochronologia* 20/1-2: 135-157
150. MEDWECKA-KORNAŚ A., KOZŁOWSKA H., GAWROŃSKI S., MATYSIAK E. 1989. Właściwości wyciągów z kory sosny (*Pinus sylvestris* L.) jako wskaźniki zanieczyszczenia atmosfery w Ojcowskim Parku Narodowym - Pine bark extracts as the indicators of air pollution in the Ojcow National Park (Southern Poland). *Fragmenta Floristica et Botanica*; 34: 425-444
151. MERCIK S., SAS L. 1998. Ujemny wpływ nadmiernego zakwaszenia gleby na rośliny. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z. 456: 29-39
152. MIGASZEWSKI Z.M., GAŁUSZKA A., ŚWIERCZ A., KUCHARZYK J. 2001. Element concentrations in soils and plant bioindicators in selected habitats of the Holy Cross Mountains, Poland. *Water, Air, Soil Pollut.*, 129 (1-4): 369-386
153. MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A., ZAJĄC M., 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland a Checklist. Szafer Institute of Botany, PAN, Kraków
154. MIROSLAWSKI J., CYGANIEK M., CZOMPERLIK B., SZYWAŁA A., KWAPULIŃSKI J. 1992. Ocena emisjochłonnej funkcji lasu w aspekcie zagrożenia toksycznymi metalami ciężkimi. *Sylvan* Nr 5: 11-17
155. MIŚ R., RĄCZKA G., 2002. Wpływ długotrwałych zanieczyszczeń przemysłowych na wzrost wysokości drzew sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”. Materiały IV Krajowego Sympozjum, wyd. Bogucki Poznań, ss. 431-440
156. MOMOSHIMA N., BONDIETTI E.A. 1990. Cation binding in wood: applications to understanding historical changes in divalent cation availability to red spruce. *Can J For Res* 20: 1840-1849
157. MOREL J.L. 1997. Assessment of phytoavailability of trace elements in soils. *Analisis Magazine*, 25 (9-10): 70-72
158. MOSOŃ-KUBALA A. 1997. Zawartość siarki i metali ciężkich w liściach i szpilkach wybranych gatunków roślin boru sosnowego w strefie oddziaływań emitatorów Huty Katowice. UŚ, Katowice, Praca magisterska
159. NABAIS C., FREITAS H., HAGEMAYER J., 1999. Dendroanalysis: a tool for biomonitoring environmental pollution?. *The science of the total Environment* 232: 33-37

160. NIEDZIELSKA B., 1996. Badania porównawcze wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na podstawie właściwości drewna sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). *Acta Agraria et Silvestria, Ser. Sylvestris* Vol. XXXIV: 105-119
161. NIEDZIELSKA B., 1997. Zawartość metali ciężkich oraz makroskładników w drewnie sosny (*Pinus sylvestris* L.) rosnącej w warunkach o zróżnicowanym stopniu zanieczyszczeń przemysłowych. *Acta Agraria et Silvestria, Ser. Sylvestris* Vol. XXXV: 29-42
162. NIKONOV V., GORYAINOVA V., LUKINA N. 2001. Ni and Cu Migration And Accumulation In Forest Ecosystems On The Kola Peninsula. *Chemosphere* 42: 93-100
163. NOSOVA L. M., LEONOVA N. B. 2001. Features of species and structural diversity of artificial pine stands on soddy-podzolic loam soils. *Biology Bulletin*, Vol. 28, No. 4: 417-422
164. NOWOTNY-MIECZYŃSKA A. (red.) 1974. Fizjologia mineralnego żywienia roślin. PWRiL, Warszawa
165. OCHYRA R., ŻARNOWIEC J., BEDNAREK-OCHYRA H., 2003. Census catalogue of Polish Mosses. Institute of Botany, Polish Academy of Science, Kraków
166. OPERAT GLEBOWO-SIEDLISKOWY NADLEŚNICTWA GROTNIKI. 2005. RDLP w Łodzi. Maszynopis.
167. Operat Glebowo-Siedliskowy Nadleśnictwa Siewierz. 2005. RDLP w Katowicach. Maszynopis.
168. OPYDO J., OPYDO W. 1994. Badania poziomu zanieczyszczenia metalami ciężkimi drzewostanów Płyty Krotoszyńskiej. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Red.: Białobok S. III Krajowe Sympozjum Kórnik; 149-153
169. OPYDO J., UFNALSKI K., OPYDO W. 2005. Heavy metals in Polish forests stands of *Quercus robur* and *Q. petraea*. *Water, Air, And Soil Pollution*, Springer Netherlands; vol. 161, no. 1-4: 175-192
170. OPYDO J., UFNARSKI K., SIWECKI R., 2002. Zawartość metali ciężkich w pierścieniach przyrostów rocznych dębów w wybranych drzewostanach dębowych. [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe” IV Krajowe Sympozjum Kórnik 29.05-1.06.2001. Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 771-780

171. ORZEŁ S. 1996a. Dynamika przyrostu grubości drzewostanów sosnowych położonych w zasięgu emisji Tarnobrzeskiego Kombinatoru Siarkowego (TKS). Sylwan Nr 2: 13-22
172. ORZEŁ S. 1996b. Dynamika przyrostu grubości drzewostanów sosnowych położonych w zasięgu emisji zakładów przemysłu metali kolorowych. Sylwan Nr 1: 59-69
173. ORZEŁ S., SOCHA J., 2000. Tempo naturalnego wydzielania drzew w drzewostanach sosnowych wzrastających w różnych strefach przemysłowego zagrożenia. Sylwan nr 9: 77-87
174. OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKA Z., 1991. Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa
175. PALOWSKI B. 1986. Wpływ emisji przemysłowych huty "Katowice" na organa generatywne *Pinus silvestris* L." Acta Biologica Silesiana; 59-67
176. PALOWSKI B. 1994. Concentration of Zn, Pb, Cd and Fe in the biomass, and growth of *Pinus sylvestris* L. in polluted and unpolluted environment. Acta Biol. Siles. 26 (43): 9 – 13
177. PALOWSKI B., ŁUKASIK I., CIEPAŁ R., KORCZAK A. 2002. Bioindykacja środowiska przy użyciu kory drzew. [w:] Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Poznań, Bogucki Wydawnictwo Naukowe; 367-372
178. PATALAS Z., 1986. Zagrożenia lasów. Kosmos Tom 35, Nr 1: 65-69
179. PATRICK G.J., FARMER J.G., 2006. A stable lead isotopic investigation of the use of sycamore tree rings as a historical biomonitor of environmental lead contamination. Science of the Total Environment 362, Elsevier, ss. 278-291
180. PAWLUCZUK D. 2000. Zanieczyszczenie metalami ciężkimi i siarką terenów leśnych położonych w strefie oddziaływania elektrowni „Połaniec”. UŚ, Katowice, Praca magisterska
181. PEIJNENBURG W.J., JAGER T. 2003. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. Ecotoxicol. and Environ. Safety 56:63-77
182. PISAREK I. 2001. Profilowe zróżnicowanie zawartości Cu, Ni, Cd NA TLE wybranych parametrów fizykochemicznych gleb leśnych. Acta Agrophysica 48: 107-115
183. PISKORNIK Z., GODZIK S., 1970. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na rośliny cz. II. Wiadomości Botaniczne tom XIV, zesz. 2: 91-102

-
184. PODBIELKOWSKI Z., 1992. Rośliny użytkowe. Wydaw. Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa
185. POLAKOWSKA M. 1972. Zależność występowania roślin od odczynu gleby. SYLWAN Nr1, 13 – 20
186. POMIERNY S., CIEPAŁ R., 2004. Ocena wieloletniego oddziaływania emisji przemysłowych na gleby i rośliny w granicach strefy ochronnej „Huty Katowice”. Acta Agrophysica, Vol. 4(2): 475-489
187. POMIERNY S., GEROLD I., CIEPAŁ R., ŁUKASIK I., 2005. *Pinus sylvestris* L., jako biomonitor zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi (Zn, Cd, Pb). Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 509: 221-229
188. PRADZYŃSKI W., WALISZEWSKI B., CICHOCKA M., 2002. Porównanie zawartości metali ciężkich w drewnie, liściach i owocach *Sambucus nigra* L. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Red.: Siwecki R. IV Krajowe Sympozjum Poznań-Kórnik, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań; 706-713
189. PROTOKÓŁ 2003 – Protokół nr 10/03 ze wspólnego posiedzenia Komisji ds. Rozwoju Miasta i Komisji ds. Ekologii, Rolnictwa i Leśnictwa odbytego w dniu 10 czerwca 2003 roku.
[<http://bip2.umdabrowa.rekord.pl/bip.pliki/umdabrowa/1/1/20251.doc>]
190. PRZYBYLSKI T., 1985. Funkcjonowanie homeostazy w ekosystemie leśnym zagrożonym przez antropopresję. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. (306): 95-102
191. PRZYBYLSKI T., 1989. Wpływ emisji na ekosystemy leśne. [w:] Białobok S. (red.), Życie drzew w skażonym środowisku. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań, ss. 423-441
192. PRZYBYLSKI T., 1990a. Degradacja środowiska leśnego uprzemysłowionych regionów Polski Południowej. SGGW-AR, Warszawa
193. PRZYBYLSKI T., 1990b. Badania wpływu huty Katowice na środowisko. Sprawozdanie HK (NB) 3, Uniwersytet Śląski, Katowice, maszynopis
194. PRZYBYLSKI T., 1993. Autekologia i synekologia. [w:] Białobok S. (red.), Biologia sosny zwyczajnej. PAN Instytut Dendrologii, Wyd. Sorus, Poznań-Kórnik
195. PRZYBYSZ T., BOROWIEC J., KAMIŃSKA A., 2003. Próba statystycznej interpretacji wyników badań chemizmu siedlisk łąkowych Lubelszczyzny. Annales UMCS, Sec. E, 58: 79-92

-
- 196.** RACHWAŁ L., 1994. Kolekcje drzew i krzewów o podwyższonej tolerancji na zanieczyszczenia przemysłowe. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Red.: Białobok S. III Krajowe Sympozjum Kórnik, 219-232
- 197.** RIEGER R. (red.), 1989. Dendrometryczna charakterystyka zagrożenia ekologicznego lasów w rejonie Górnośląskiego Okręgu przemysłowego na przykładzie huty cynku i ołowiu w Miasteczku Śląskim. Dokumentacja, Zakład Dendrometrii AR, Kraków
- 198.** ROSS S. 1994. Toxic Metals: Fate and distribution in contaminated ecosystem. W: Toxic Metals in soil - plant system. Bristol, 190-243
- 199.** ROSTAŃSKI A., 1997a. Metale ciężkie w roślinach z otoczenia emitorów zanieczyszczeń na Górnym Śląsku. Archiwum Ochrony Środowiska 23(3-4): 181-189
- 200.** ROSTAŃSKI K., 1979. Sprawozdanie z rok 1979 z badań w programie węzłowym 10.2. tematu 07.03.01. Zbadanie zmian w składzie fitocenozy i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
- 201.** ROSTAŃSKI K., 1980. Sprawozdanie za rok 1980. Zbadanie zmian w składzie fitocenozy i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
- 202.** ROSTAŃSKI K., 1989. Podstawy prognozowania zmian degradacyjnych w zbiorowiskach roślinnych. Kształtowanie się zbiorowisk synantropijnych wokół wybranych emitorów GOP'u. Sprawozdanie etapowe za rok 1988. Uniwersytet Śląski Katowice, maszynopis
- 203.** ROSTAŃSKI K., 1990a. Kombinat metalurgiczny „Huta Katowice” w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego. PAN, Komitet Inżynierii Środ. Biuletyn 5
- 204.** ROSTAŃSKI K., 1990b. Skutki antropopresji we florze naczyniowej regionu uprzemysłowionego na przykładzie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i terenów sąsiednich. SGGW, Warszawa, 62:58-59
- 205.** ROSTAŃSKI K., PRZYBYLSKI T., 1980. Zbadanie zmian w składzie fitocenozy i kształtowanie się zbiorowisk zastępczych pod wpływem emisji przemysłowych. Sprawozdanie z przeprowadzonych badań w latach 1976-1980 w ramach programu węzłowego. UŚ, Katowice, IPŚ PAN Zabrze maszynopis
- 206.** ROSTAŃSKI K., ROSTAŃSKI K.M., 1999. Drzewa i krzewy. Atlas i klucz do oznaczania wybranych gatunków drzewiastych. Wyd. Kubajak, Krzeszowice

-
207. ROTHMALER W. (Berg.), 1995. Exkursionsflora von Deutschland. Band 3 Gefäßpflanzen:Atlasband.9.Gustav Fischer Verlag, Jena
208. RUTKOWSKI L., 2005. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Niżowej. PWN, Warszawa
209. RZECZPOSPOLITA 2002. Huta Katowice w środowisku naturalnym. Rzeczpospolita nr 128 (6205)
210. SAAREALA K.-E., HARJU L., RAJANDER J., LILL J.-O., HESELIUS S.-J., LINDROOS A., MATTSSON K. 2005. Elemental analyses of pine bark and wood in an environmental study. *Science of the Total Environment* 343: 231-241
211. SCAMONI A. 1967. Wstęp do fitosocjologii praktycznej. PWRiL, Warszawa.
212. SENETA W., DOLATOWSKI J., 2000. Dendrologia. Wyd. III PWN, Warszawa
213. SHEPPARD L.J. 1994. Casual mechanisms by which sulphate, nitrate and acidity influence frost hardiness in red spruce: review and hypothesis. *New Phytol.*, 127: 69-82
214. SIUTA J. (red.) 1980. Siarka w biosferze. PWRiL, Warszawa
215. SPOREK K., 2002. Ekologia lasu – wybrane zagrożenia. Wyd. Politechniki Opolskiej, Opole
216. STACHURSKI A., ZIMKA J., 2004. Obieg pierwiastków w ekosystemach lądowych. *Kosmos* 53, nr 1: 95-205
217. STANISZ A., 2001. Przystępny kurs statystyki w oparciu o program STATISTICA PL na przykładach z medycyny. StatSoft Polska, Kraków.
218. STRZYSZCZ Z., 1981. Wpływ działalności przemysłowej na zmiany środowiska glebowego. *Archiwum Ochrony Środowiska* 1: 149-159
219. SUTINEN M.L., RAITIO H., NIVALA V., OLLIKAINEN R., RITARI A. 1996. Effects of emissions from copper-nickel smelters on the frost hardiness of *Pinus sylvestris* needles in the subarctic region. *New Phytol.*, 132: 503-512
220. SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B., 1986. Rośliny polskie. PWN, Warszawa
221. SZAFER W., ZARZYCKI K. 1977. Szata roślinna Polski. Tom I, II; PWN. Warszawa
222. SZCZEPANOWICZ B., GAWROŃSKI S., 1999. Wyciągi kory sosny jako wskaźnik zanieczyszczenia atmosfery. *Aura* 1: 27-28
223. SZCZUBIAŁKA Z., KORCZYK A., 1983. Zawartość popiołu i składników pokarmowych w siewkach sosny zwyczajnej kilku proveniencji. *Roczn. Gleb.*, 34: 69-73

-
224. SZWEYKOWSCY A. J. (red.) 2003. Słownik botaniczny. Wiedza Powszechna, Warszawa
225. SZYMAŃSKI S., 1994. Hodowla i uprawa lasu w regionach przemysłowych. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Red.: Białobok S. III Krajowe Sympozjum Kórnik, 53-59
226. ŚLIWIŃSKA-WYRZYCHOWSKA A., CABALA S., CHMURA D., 2004. The herb layer diversity and the occurrence of rare and protected vascular plant species in the pine forest *Leucobryo-pinetum* in the Olkusz Upland” [w:] Brzeg A., Wojterska M. (Eds.). Coniferous forest vegetation - differentiation, dynamics and transformations. Wydawnictwo Naukowe UAM, Seria Biologia, Wydawnictwo naukowe UAM, Poznań, Nr 69: 349-352
227. ŚWIEBODA M. 1980. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na sosnę zwyczajną między hutą ołowiu i cynku Bolesław a Ojcowskim parkiem narodowym. Ochrona Przyrody z. 43: 329-361
228. ŚWIEBODA M., KALEMBA A., 1979. The bark of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) as a biological indicator of atmospheric air pollution. Acta Soc. Bot. Pol. vol. 46, nr 4: 539-549
229. TENDEL J., WOLF K., 1988. Distribution of nutrients and trace elements in annual rings of pine trees *Pinus sylvestris* as an indicator of environmental changes. Experientia 44: 975-980
230. TERELAK H., MOTOWIECKA-TERELAK T., STUCZYŃSKI T., PIETRUCH Cz., 2000. Pierwistaki lądowe (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) w glebach użytków rolnych Polski. Inspekcja Ochrony Środowiska Biblioteka Monitoringu Środowiska; 1-70
231. TERELAK H., TUCZYŃSKI T., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., 1997. Zawartość Cd, Cu, Ni, Pb, Zn i S w glebach województwa katowickiego i Polski. Archiwum Ochrony Środowiska 23 (3-4): 167-180
232. TOLUNAY D., 2003. Air pollution effects on annual ring widths of forest trees in mountainous land of Izmir (Turkey). Water, Air and Soil Pollutions: Focus 3, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, ss. 227-242
233. TOMANEK J. 1997. Botanika leśna. PWRiL, Warszawa.
234. TURNAU K. 1993., mikoryza w siedliskach skażonych metalami toksycznymi. Wiadomości Botaniczne, 37 (1/2): 43-58

-
235. TYSZKA J., WAWRZONIAK T., JANEK M. 1998. Przepływ jonów przez ekosystemy borów świerkowych i sosnowych w różnych warunkach skażenia środowiska. *Prace I.B.L. S.A.*, 863 – 865: 35 – 37
236. TURNAU K., JURKIEWICZ A., GRZYBOWSKA B., 2002. Rola mikoryzy w bioremediacji terenów zanieczyszczonych. *Kosmos*, Tom 52, Nr 2: 185-194
237. UFNALSKI K, SIWECKI R., 2002. Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na przyrosty roczne dębów rosnących w strefie ochronnej Huty Miedzi „Głogów”. [w] *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. IV Krajowe Sympozjum Kórnik*. Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 493-501
238. UGGLA H., UGGLA Z. 1979. *Gleboznawstwo leśne*. PWRiL, Warszawa
239. VACEK S., BASTL M., LEPŠ J. 1999. Vegetation changes in forest of the Karkonose Mts. over a period of air pollution stress (1980-1995). *Plant Ecology* Vol. 143, No 1/July. Springer Netherlands
240. VOLÁK J., STODOLA J. 1983. *Rośliny lecznicze*. POW „BGW” Aventinum, Praha
241. VERNER J.F., RAMSEY M.H., HELIOS-RYBICKA E., JĘDRZEJCZYK B. 1996. Heavy metal contamination of soils around a Pb/Zn smelter in Bukowno. Poland. *Appl. Geochem.* 11: 11-16
242. WARTERESIEWICZ M., 1987. Wpływ zanieczyszczenia powietrza na plonowanie wybranych gatunków roślin uprawnych w rejonie Huty Katowice. *Arch. Ochr. Środ.* 1-2: 175-181
243. WARTERESIEWICZ M., 1989. Plonowanie roślin uprawnych w rejonie oddziaływania Kombinatu Metalurgicznego Huta Katowice. [W: *Kombinat Metalurgiczny "Huta Katowice" w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego*]. *Biuletyn Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 5: 183-188
244. WASIŁOWSKA A., 1994. Jakościowe i ilościowe zmiany roślinności runa zachodzące pod wpływem wypadania borów świerkowych w Karkonoszach. *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe*. Red.: Białobok S. III Krajowe Sympozjum Kórnik, 119-124
245. WATMOUGH S.A., 1999. Monitoring historical changes in soil and atmospheric trace metal levels by dendrochemical analysis. *Environmental Pollution*, 106 (3): 391-403
246. WATMOUGH S.A., HUGHES R.J., HUTCHINSON T.C, 1999. Stable lead isotopes in tree rings as monitors of environmental change. *Environmental Science and Technology* 33: 670-673

-
247. WATMOUGH S.A., HUTCHINSON T.C., 1996. Analysis of tree rings using inductively coupled plasma mass spectrometry to record fluctuations in a metal pollution episode. *Environmental Pollution*, 93 (1): 93-102
248. WAWRZONIAK J. i in. 2004. Stan zdrowotny lasów Polski w 2003r. IOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa
249. WELLBURN A.R., 1988. *Air Pollution and Acid Rain*. Longman Scientific and Technical, Harlow.
250. WEINER J. 2005. *Życie i ewolucja biosfery*, PWN, Warszawa
251. WERNER A., CHOJNACKI B. 1994. Wady rozwojowe korzeni sosny zwyczajnej uwarunkowane obecnością metali ciężkich oraz ich wpływ na typ i stopień infekcji mikoryzowej. [w:] *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe*. III Krajowe Sympozjum, Kórnik
252. WESOŁOWSKI M., RADECKA I. 2003. Znaczenie roślin w monitoringu zanieczyszczenia środowiska naturalnego pierwiastkami metalicznymi. *Ekologia i Technika* Vol. XI, nr 4: 14-22
253. WIĄCKOWSKI S. 1998. *Ekologia ogólna*. Oficyna Wydawnicza „Branta”, Bydgoszcz
254. WIDERA S., 1980. Skażenie gleby i organów asymilacyjnych sosny pospolitej w różnych odległościach od źródeł emisji. *Arch. Ochr. Srod.* 3-4: 141-146
255. WIERZBICKA M., 1995. Oddziaływanie metali ciężkich na rośliny. *Kosmos* 44 (3-4): 369-351
256. WILCZEK M. 2001. Badanie stopnia obciążenia wybranymi metalami ciężkimi i siarką zbiorowisk leśnych w obrębie strefy ochronnej Kombinatu Metalurgicznego „Huta Katowice”. UŚ, Katowice, Praca magisterska
257. WOLTERBEEK B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution* 120: 390-420
258. WOŁEK J. 1992. *Vademecum statystyki dla biologów*. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.
259. WOŚ A. 1999. *Klimat Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
260. WRONA A., 1989 Badania środowiska przyrodniczego w rejonie oddziaływania kombinatu metalurgicznego „Huta Katowice”. [w:] *Kombinat Metalurgiczny "Huta Katowice" w Dąbrowie Górniczej a zmiany środowiska przyrodniczego*. Biuletyn Komitetu Inżynierii Środowiska PAN; 5: 5-12

-
261. WYSOCKA M. 1986. Zawartość siarki i metali ciężkich w runie boru sosnowego w pobliżu Elektrowni „Jaworzno III”. UŚ, Katowice, Praca magisterska
262. WYŻGOLIK B. 1999. Okresowe badania skażenia gleb i roślin na terenie gminy Dąbrowy Górniczej ze szczególnym uwzględnieniem strefy ochronnej „Huty Katowice” i Zakładu Koksowniczego „Przyjaźń”. PAN – IPIŚ, Zabrze
263. WYŻGOLIK B., KARWETA S., SUROWIC E.; 2002. Availability of heavy metals in soil of Dąbrowa Górnicza to plants. *Archiwum Ochrony Środowiska* vol. 28, no. 4: 41-50
264. WYŻGOLIK B., MICHALSKI R.; 1993. Zanieczyszczenie powietrza w rejonie Kombinatu Metalurgicznego „Huta Katowice”. *Ochrona Powietrza* 1: 16-18
265. ZAJĄC A., ZAJĄC M. (red.). 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
266. ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELĄG Z., WOŁEK J., KORZENIAK U., 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. Instytut Botaniki Szafera, PAN, Kraków
267. ZAWADA J.; 1994. Analiza przyrostowa jodeł z trzech drzewostanów Nadleśnictwa Jeleśnia. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Red.: Białobok S. III Krajowe Sympozjum Kórnik; 259-265
268. ZAWADA J. 2001. Increase in radial DBH increment of silver fir stands in Poland and its differentiation. [w:] Kaennel Dobbertin M., Braker O.U. (editors) "International Conference Tree rings and people" Davos, 22-26 September 2001. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL
269. ZIELSKI A., 1997. Uwarunkowania środowiskowe przyrostów radialnych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w Polsce północnej na podstawie wielowiekowej chronologii. Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika i A. Zielski, Toruń; 1-127
270. ZIELSKI A., KRAPIEC M., 2004. Dendrochronologia. PWN, Warszawa
271. ZWOLIŃSKI J. 2002. Wskaźniki degradacji lasu powodowanej depozycją zanieczyszczeń przemysłowych. [w:] „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”, Mat. IV Krajowe Sympozjum, Wyd. Bogucki, Poznań, ss. 237-247

-
- 272.** ZWOLIŃSKI J., ORZEŁ S., 2000. Produkcyjność drzewostanów sosnowych (*Pinus sylvestris* L.) w gradiencie skażeń przemysłowych. Prace IBL, seria A, 1(892): 75-98

ANEKS

Tab.I. Emisja zanieczyszczeń pyłowo-gazowych z Huty Katowcie w latach 1978-2004
(Biuro Ochrony Środowiska-"Mittal Steel Poland" S.A. Oddział w Dąbrowie Górniczej - 2006)

Lata	Wielkość emisji											Produkcja stali
	pył	SO ₂	CO	NO ₂	H ₂ S	CO ₂	Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	
	Mg/rok	Mg/rok	Mg/rok	Mg/rok	kg/rok	Mg/rok	kg/rok	kg/rok	kg/rok	kg/rok	kg/rok	mln Mg/rok
1978	63 010	58 211	350 663	10 744	410 056	—*	—	—	—	—	—	4,6
1979	62 987	57 908	348 653	10 481	400 220	—	—	—	—	—	—	4,5
1980	62 331	57 388	342 000	10 663	388 800	—	—	—	—	—	—	4,5
1981	56 380	52 937	301 657	10 922	301 567	—	—	—	—	—	—	4,5
1982	45 794	46 812	256 891	11 667	288 103	—	—	—	—	—	—	4,3
1983	38 729	37 472	237 459	12 423	217 993	—	—	—	—	—	—	4,4
1984	33 221	28 558	204 078	11 689	178 172	—	—	—	—	—	—	4,3
1985	26 163	22 708	184 523	10 621	118 920	—	—	—	—	—	—	4,2
1986	25 980	22 047	186 105	10 745	95 006	—	—	—	—	—	—	4,5
1987	24 985	20 856	190 716	10 922	76 224	—	—	—	—	—	—	4,7
1988	24 614	18 793	193 447	11 025	46 729	—	—	—	—	—	—	4,7
1989	24 197	17 608	194 382	11 278	42 733	—	—	—	—	—	—	4,4
1990	23 941	15 185	214 395	11 543	39 124	—	—	12 324	712	59 027	—	4,6
1991	14 535	12 435	152 453	6 700	30 054	—	—	11 354	723	49 334	—	3,7
1992	10 118	8 939	152 025	3 100	33 473	—	—	10 925	654	29 123	—	4,0
1993	8 320	8 534	103 785	4 726	28 432	—	—	10 183	548	41 206	—	3,6
1994	10 527	8 163	130 404	8 312	32 700	3 899 261	—	10 274	788	49 803	—	4,2
1995	8 381	6 086	124 203	8 223	9 774	3 768 250	—	10 368	477	35 081	—	4,6
1996	7 217	6 358	107 045	7 771	9 248	3 735 492	—	7 076	803	38 729	—	4,3
1997	5 149	6 786	124 653	7 382	10 557	3 698 465	—	6 341	1 147	27 648	—	4,9
1998	4 148	7 306	95 863	7 071	8 500	3 683 445	—	7 280	1 654	36 424	—	4,1
1999	4 202	6 054	82 916	7 977	8 001	3 018 434	—	11 888	2 115	130 248	—	3,8
2000	5 132	5 560	103 263	6 900	9 907	3 205 352	—	16 435	1 898	73 452	—	4,5
2001	4 638	4 833	94 576	5 137	9 276	2 106 876	—	14 433	2 054	46 107	—	4,1
2002	4 676	3 092	101 355	3 455	9 555	830 777	29 340	12 083	1 585	50 126	752 907	4,2
2003	4 190	2 343	113 308	3 694	13 289	1 094 435	21 298	10 019	1 416	48 319	672 431	4,4
2004	4 479	2 833	114 714	3 995	12 838	1 424 214	20 253	10 557	1 322	48 195	1 290 146	4,7

*- brak danych, (np. brak obowiązku monitorowania)

Tab. II. Zbiorcza tabela składu gatunkowego zbiorowisk roślinnych na powierzchniach badawczych

Numer kolejny zdjęcia	1	2	3	4	5	6	7
Data	15.06.2005	16.06.2005	15.06.2005	15.06.2005	18.06.2005	15.06.2005	22.06.2005
Stanowisko	Huta 0	Huta 1	Łowca 2	Okładzinów 3	Niegowonice 4	Młga 5	Sokolniki K
Szerokość geograficzna	N 50°22'141"	N 50°21'345"	N 50°21'588"	N 50°20'992"	N 50°21'600"	N 50°24'642"	N 51°56'524"
Długość geograficzna	E 019°14'596"	E 019°14'448"	E 019°17'639"	E 019°21'930"	E 019°22'391"	E 019°26'597"	E 019°22'159"
Wysokość n.p.m. [m]	292	313	332	333	337	345	155
Zwarcie warstwy drzew a [%]	70	70	80	70	70	80	70
Zwarcie warstwy krzewów b [%]	20	50	50	10	40	30	40
Pokrycie trawy c [%]	30	40	50	60	40	40	60
Pokrycie surowej masy d [%]	10	20	30	80	5	60	80
Powierzchnia zdjęcia [m ²]	400	400	400	400	400	400	400
Liczba gatunków w zdjeciu	34	36	45	42	49	31	41
Ch.CI. Vaccinio-Piceetea							
<i>Pinus sylvestris</i>	a	4.4	4.4	5.5	4.4	5.5	4.4
<i>Pinus sylvestris</i>	b	-	-	2.2	-	-	-
<i>Pinus sylvestris</i>	c	1.1	-	+	+	1.1	1.1
<i>Picea abies</i>	a	-	-	-	-	1.2	-
<i>Picea abies</i>	b	-	-	-	-	2.2	+
<i>Picea abies</i>	c	-	-	-	-	+	+
<i>Vaccinium myrtillus</i>		2.3	2.3	2.3	1.2	2.3	2.3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		1.2	2.3	2.3	2.2	2.3	1.2
<i>Oxycoccus secunda</i>		1.2	+	1.2	1.2	1.2	-
<i>Melampyrum pratense</i>		1.2	1.1	1.2	1.1	-	+
<i>Chimaphila umbellata</i>		1.2	1.2	-	2.3	-	1.2
<i>Moneses uniflora</i>		-	-	-	1.1	1.1	-
<i>Dicranum scoparium</i>	d	+	+	2.3	1.2	+	2.2
<i>Pleurozium schreberi</i>	d	2.3	2.3	2.3	5.5	-	3.4
Sporadyczne: <i>Pyrola minor</i> 1; <i>Trientalis europaea</i> 1(1,2)							
Ch.CI. Quercio-Fagetia							
<i>Acer pseudoplatanus</i>	a	-	-	-	+	-	+
<i>Acer pseudoplatanus</i>	b	-	-	1.2	-	-	1.2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	c	-	-	+	1.1	-	1.1
<i>Corylus avellana</i>	b	-	-	2.3	-	+	1.1
<i>Corylus avellana</i>	c	-	-	-	-	-	-
<i>Vitis rotundifolia</i>		-	1.2	1.2	-	1.2	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		-	2.2	2.2	-	2.3	-
<i>Epipactis helleborine</i>		+	-	-	+	-	+
<i>Jasurum europaeum</i>		-	1.2	1.2	-	-	-
Sporadyczne: <i>Acer platanoides</i> 2 a, b(1,2); c; <i>Carex digitata</i> 3(1,2); <i>Daphne mezereum</i> 5; <i>Eunonymus europaeus</i> b 2(1,2); <i>Fagus sylvatica</i> 6 b(2,3), c(1,1); <i>Melica nutans</i> 3(1,2); <i>Paris quadrifolia</i> 5; <i>Tilia platyphyllos</i> a 2;							
Ch. CI. Molinio-Arrhenatheretea							
<i>Koeleria arvensis</i>	-	-	+	1.1	+	-	-
<i>Leontodon hispidus</i>	-	-	-	1.2	+	-	1.2
<i>Festuca rubra</i>	-	-	-	2.3	-	-	1.2
<i>Galium mollugo</i>	-	-	1.2	-	-	-	1.2
<i>Taraxacum officinale</i>	-	-	-	-	+	-	+
Sporadyczne: <i>Angelica sylvestris</i> 3(1,2); <i>Centaurea jacea</i> 5; <i>Ranunculus repens</i> 4(1,2)							
Ch.CI. Epilobietea angustifolii							
<i>Salix caprea</i>	b	-	-	-	+	+	-
<i>Fragaria vesca</i>		2.3	2.3	1.2	2.2	2.3	2.2
<i>Rubus idaeus</i>		-	1.2	1.2	1.2	2.3	-
<i>Calluna vulgaris</i> epigaeus		-	-	2.3	-	1.2	1.2
Sporadyczne: <i>Sambucus racemosa</i> b 7(1,2)							
Ch.CI. Rhamno-Prunetia							
<i>Ligustrum vulgare</i>	b	-	+	-	1.1	-	-
<i>Rhamnus cathartica</i>	b	-	-	+	-	+	-
<i>Rhamnus cathartica</i>	c	-	-	-	+	-	-
<i>Viburnum opulus</i>	b	+	-	-	-	+	-
<i>Viburnum opulus</i>	c	-	-	-	-	+	-
Sporadyczne: <i>Cornus sanguinea</i> b 5; <i>Prunus spinosa</i> b 5(1,2)							
Gatunki towarzyszące							
<i>Quercus robur</i>	a	+	+	-	+	+	-
<i>Quercus robur</i>	b	-	1.2	1.2	2.2	2.2	2.2
<i>Quercus robur</i>	c	-	-	+	-	+	+
<i>Betula pendula</i>	a	-	-	-	-	+	+
<i>Betula pendula</i>	b	-	2.3	1.2	1.1	+	2.2
<i>Betula pendula</i>	c	-	+	+	-	-	1.1
<i>Quercus robur</i>	a	-	+	+	-	+	-
<i>Quercus robur</i>	b	-	+	2.3	1.2	-	+
<i>Quercus robur</i>	c	-	-	1.2	+	-	+
<i>Sorbus aucuparia</i>	b	2.2	2.2	2.2	1.2	2.2	2.2
<i>Sorbus aucuparia</i>	c	-	-	1.1	+	1.1	+
<i>Crataegus media</i>	b	1.2	+	2.2	-	+	+
<i>Crataegus media</i>	c	-	-	+	-	-	-
<i>Frangula alnus</i>	b	2.3	-	1.2	1.2	2.2	-
<i>Frangula alnus</i>	c	1.1	+	-	-	-	1.1
<i>Prunus serotina</i>	b	1.2	2.3	3.3	1.2	-	2.2
<i>Prunus serotina</i>	c	+	-	1.2	1.2	-	1.1
<i>Juniperus communis</i>	b	-	1.1	-	+	-	1.2
<i>Populus tremula</i>	b	-	-	1.1	+	1.1	-
<i>Populus tremula</i>	c	-	-	+	-	-	-
<i>Pyrus communis</i>	b	-	-	+	+	-	-
<i>Deschampsia flexuosa</i>		2.3	2.3	2.3	3.4	2.3	3.3
<i>Rubus caesius</i>		1.2	-	1.2	1.2	+	2.3
<i>Lactuca pilosa</i>		-	-	1.2	1.2	1.2	+
<i>Cardaminopsis arenosa</i>		+	+	1.1	-	1.2	-
<i>Crucifera glabra</i>		1.1	-	1.2	1.1	-	1.2
<i>Hypericum perforatum</i>		-	-	1.1	1.2	+	+
<i>Majanthemum bifolium</i>		2.3	-	-	1.2	1.2	1.2
<i>Myxalis muralis</i>		+	1.2	1.2	-	1.1	-
<i>Agrostis capillaris</i>		1.2	-	-	1.2	1.1	-
<i>Convallaria majalis</i>		1.2	1.2	-	-	-	2.3
<i>Dryopteris carthusiana</i>		-	-	-	1.2	+	1.2
<i>Epilobium montanum</i>		-	+	+	-	-	-
<i>Hieracium lachenalii</i>		1.2	1.1	-	-	1.2	-
<i>Hieracium murorum</i>		-	-	2.2	1.2	-	1.1
<i>Ranunculus acris</i>		-	+	+	-	+	+
<i>Epipactis atrorubens</i>		-	-	-	-	+	+
<i>Euphorbia cyparissia</i>		-	-	-	-	1.2	+
<i>Festuca ovina</i>		1.2	-	-	-	-	2.3
<i>Galium album</i>		-	-	-	-	1.1	+
<i>Geranium robertianum</i>		-	-	-	-	-	+
<i>Potentilla erecta</i>		-	-	-	1.2	-	+
<i>Polytrichum formosum</i>	d	-	+	1.2	+	1.2	+
<i>Hypnum cupressiforme</i>	d	1.2	-	-	+	1.2	+
<i>Brachythecium rutabulum</i>	d	-	1.2	+	-	-	-
<i>Salicetum androgynum</i>	d	-	-	-	-	-	+
<i>Pseudocissampodium purum</i>	d	-	-	+	-	-	1.2
Sporadyczne: <i>Alnus reptans</i> 5; <i>Astragalus glycyphyllos</i> 5; <i>Chamaecytisus rotundifolius</i> 6; <i>Cirsium vulgare</i> 5; <i>Climacium vulgare</i> 6; <i>Cornus alba</i> b 5; <i>Danthonia decumbens</i> 1(1,1); <i>Impatiens parviflora</i> 7(1,2); <i>Larix decidua</i> b 3; <i>Pimpinella saxifraga</i> 5(1,1); <i>Polygala amarella</i> 4; <i>Rumex acetosella</i> 1; <i>Symphoricarpos albus</i> b 7(1,1); <i>Urtica dioica</i> 5(1,1); <i>Valeriana sambucifolia</i> 4(1,1); <i>Vitis rotundifolia</i> 1							

Tab. IIIa. Odczyn gleby, zawartość substancji organicznej i składników odżywczych w glebie na stanowiskach badawczych w 2003r (wartości średnie \bar{X} dla 3 pomiarów)

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
pH								
0 - 10	\bar{X}	5,4	5,6	5,9	6,0	6,3	6,4	4,0
	SD	0,01	0,02	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01
10 - 20	\bar{X}	5,0	5,8	5,4	6,6	6,5	6,8	4,8
	SD	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,01
20 - 30	\bar{X}	5,1	6,7	5,8	6,8	6,7	6,9	5,1
	SD	0,01	0,01	0,01	0,03	0,04	0,01	0,01
30 - 40	\bar{X}	5,6	6,6	6,1	7,0	6,9	6,8	5,3
	SD	0,04	0,03	0,07	0,07	0,01	0,02	0,02
40 - 50	\bar{X}	6,2	5,8	6,7	6,9	7,1	6,9	5,6
	SD	0,01	0,01	0,03	0,07	0,01	0,01	0,02
Zawartość substancji organicznej [%]								
0 - 10	\bar{X}	7,1	12,2	3,9	3,7	1,7	4,3	13,1
	SD	0,09	0,70	0,03	0,06	0,12	0,21	0,24
10 - 20	\bar{X}	2,0	2,5	1,7	1,8	0,7	1,4	3,4
	SD	0,09	0,04	0,12	0,06	0,05	0,02	0,18
20 - 30	\bar{X}	0,9	1,6	1,4	0,6	0,6	1,3	2,8
	SD	0,04	0,22	0,07	0,02	0,07	0,04	0,05
30 - 40	\bar{X}	0,7	0,5	0,9	0,5	0,5	0,7	2,4
	SD	0,09	0,07	0,05	0,01	0,02	0,05	0,07
40 - 50	\bar{X}	0,7	0,2	0,8	0,4	0,4	0,6	1,8
	SD	0,10	0,06	0,13	0,05	0,04	0,04	0,06
S[mg/kg s.m.]								
0 - 10	\bar{X}	437,0	849,0	404,0	319,0	558,0	421,0	245,0
	SD	17,06	22,90	15,87	9,29	10,97	7,77	8,74
10 - 20	\bar{X}	330,0	704,0	341,0	265,0	519,0	327,0	135,0
	SD	17,79	7,09	17,35	11,37	5,86	12,00	2,52
20 - 30	\bar{X}	177,0	611,0	123,0	125,0	340,0	119,0	125,0
	SD	28,36	18,58	4,58	3,51	9,87	7,02	3,51
30 - 40	\bar{X}	128,0	126,0	140,0	118,0	235,0	131,0	106,0
	SD	14,57	21,22	10,79	6,03	3,51	5,57	3,61
40 - 50	\bar{X}	100,0	202,0	167,0	108,0	174,0	111,0	87,0
	SD	11,53	32,58	7,57	5,13	8,39	3,79	3,46
Ca [mg/kg s.m.]								
0 - 10	\bar{X}	3589,0	2922,0	5940,0	5211,0	7316,0	4386,0	1860,0
	SD	76,81	41,48	39,59	35,21	5,17	128,70	45,18
10 - 20	\bar{X}	1223,0	955,0	1201,0	1163,0	4165,0	2514,0	1357,0
	SD	25,01	2,66	88,63	34,96	49,96	28,02	43,86
20 - 30	\bar{X}	767,0	615,5	790,3	576,0	1258,0	1576,0	961,0
	SD	19,05	60,80	5,13	9,95	2,71	45,96	27,58
30 - 40	\bar{X}	243,0	237,3	231,0	113,0	255,0	365,0	179,0
	SD	6,81	13,29	21,21	2,66	10,68	18,11	15,07
40 - 50	\bar{X}	36,6	25,0	41,0	61,0	43,0	33,0	67,0
	SD	1,10	5,95	5,31	8,03	4,60	1,02	1,44

Tab. IIIa. Odczyn gleby, zawartość substancji organicznej i składników odżywczych w glebie na stanowiskach badawczych w 2003r (wartości średnie \bar{X} dla 3 pomiarów) c.d.

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
Mg [mg/kg s.m.] frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	428,0	527,0	427,0	616,0	644,0	746,0	742,0
	SD	3,90	7,40	1,91	1,40	6,40	8,75	1,27
10 - 20	\bar{X}	192,0	211,0	193,0	325,0	329,0	424,0	512,0
	SD	5,41	6,46	2,46	1,12	5,75	1,07	6,40
20 - 30	\bar{X}	114,0	145,0	120,0	225,0	200,0	276,0	324,0
	SD	4,40	5,00	1,50	2,14	4,40	10,01	5,03
30 - 40	\bar{X}	62,0	73,0	76,0	125,0	80,0	115,0	218,0
	SD	0,91	0,86	0,70	0,75	0,30	6,11	4,46
40 - 50	\bar{X}	42,0	59,0	53,0	66,0	69,0	88,0	116,0
	SD	0,40	2,21	0,40	1,53	0,70	3,61	3,40
Mg [mg/kg s.m.] frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	3,02	4,47	5,80	1,55	3,02	2,81	1,23
	SD	0,26	0,33	0,50	0,27	0,33	0,12	0,14
10 - 20	\bar{X}	0,57	1,47	1,26	0,86	1,60	1,48	0,46
	SD	0,12	0,08	0,16	0,09	0,06	0,02	0,03
20 - 30	\bar{X}	0,30	0,69	0,94	0,36	0,91	0,84	0,29
	SD	0,05	0,07	0,03	0,08	0,02	0,07	0,01
30 - 40	\bar{X}	0,13	0,57	0,45	0,49	0,76	0,62	0,44
	SD	0,01	0,03	0,01	0,09	0,00	0,02	0,13
40 - 50	\bar{X}	0,12	0,43	0,29	0,29	0,49	0,46	0,25
	SD	0,01	0,01	0,02	0,01	0,04	0,03	0,04

Tab. IIIb. Odczyn gleby, zawartość substancji organicznej i składników odżywczych w glebie na stanowiskach badawczych w 2004r (wartości średnie \bar{X} dla 3 pomiarów)

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
pH								
0 - 10	\bar{X}	5,4	5,6	5,8	5,9	6,3	6,4	4,1
	SD	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
10 - 20	\bar{X}	5,2	5,8	5,4	6,7	6,6	6,9	4,8
	SD	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02
20 - 30	\bar{X}	5,1	6,7	5,8	6,9	6,7	6,9	5,1
	SD	0,01	0,04	0,03	0,01	0,04	0,02	0,07
30 - 40	\bar{X}	5,6	6,6	6,1	7,0	7,0	6,8	5,3
	SD	0,01	0,03	0,03	0,01	0,02	0,01	0,04
40 - 50	\bar{X}	6,2	5,9	6,6	7,1	7,0	6,8	5,7
	SD	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02
Zawartość substancji organicznej [%]								
0 - 10	\bar{X}	8,5	9,6	6,4	7,6	6,1	8,0	19,3
	SD	0,03	0,07	0,02	0,02	0,04	0,05	0,04
10 - 20	\bar{X}	1,1	6,7	1,6	3,4	4,4	4,0	8,1
	SD	0,04	0,03	0,03	0,03	0,06	0,05	0,02
20 - 30	\bar{X}	0,9	1,9	1,2	0,9	2,3	2,3	3,2
	SD	0,06	0,03	0,02	0,02	0,08	0,05	0,04
30 - 40	\bar{X}	0,4	1,9	1,0	0,6	1,5	2,3	2,7
	SD	0,02	0,04	0,03	0,03	0,05	0,05	0,03
40 - 50	\bar{X}	0,3	1,2	0,5	0,5	0,6	1,5	2,1
	SD	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
S[mg/kg s.m.]								
0 - 10	\bar{X}	486,0	924,0	467,0	361,0	596,0	473,0	280,0
	SD	9,29	32,51	104,58	40,04	2,08	7,51	14,50
10 - 20	\bar{X}	311,0	676,0	336,0	284,0	547,0	329,0	155,0
	SD	12,66	114,52	36,76	15,00	76,50	18,04	8,02
20 - 30	\bar{X}	181,0	707,0	169,0	127,0	375,0	148,0	149,0
	SD	10,97	203,59	29,51	10,50	7,51	36,50	2,08
30 - 40	\bar{X}	161,0	116,0	142,0	142,0	252,0	182,0	111,0
	SD	31,94	4,04	25,50	31,01	11,02	37,50	6,03
40 - 50	\bar{X}	109,0	206,0	185,0	143,0	192,0	131,0	101,0
	SD	16,26	8,54	30,00	41,62	3,51	25,54	2,00
Ca [mg/kg s.m.]								
0 - 10	\bar{X}	3555,0	2848,0	6140,0	5407,0	7597,0	4348,0	1824,0
	SD	100,18	35,90	105,20	260,92	10,25	64,14	41,45
10 - 20	\bar{X}	1172,0	964,0	1270,0	1053,0	4228,0	2437,0	1239,0
	SD	64,29	10,47	6,26	11,12	100,18	20,73	15,81
20 - 30	\bar{X}	742,0	652,0	833,0	525,0	1287,0	1202,0	950,0
	SD	10,15	0,00	12,72	15,25	5,95	60,98	33,58
30 - 40	\bar{X}	235,0	272,0	217,0	107,0	283,0	228,0	173,0
	SD	15,24	30,15	5,29	5,13	10,15	15,28	6,81
40 - 50	\bar{X}	28,0	25,0	34,0	48,0	35,0	25,0	66,0
	SD	5,95	4,04	2,00	7,02	5,95	5,95	2,65

Tab. IIIb. Odczyn gleby, zawartość substancji organicznej i składników odżywczych w glebie na stanowiskach badawczych w 2004r (wartości średnie \bar{X} dla 3 pomiarów) c.d.

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
Mg [mg/kg s.m.] frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	416,0	526,0	430,0	619,0	668,0	755,0	787,0
	SD	0,52	0,46	0,46	0,85	9,49	3,25	1,79
10 - 20	\bar{X}	170,0	219,0	193,0	320,0	338,0	412,0	593,0
	SD	9,80	0,46	6,02	0,53	10,99	10,45	3,41
20 - 30	\bar{X}	104,0	141,0	133,0	213,0	177,0	287,0	330,0
	SD	1,79	3,52	0,46	0,80	3,05	10,05	11,78
30 - 40	\bar{X}	59,0	74,0	67,0	127,0	97,0	111,0	214,
	SD	0,46	0,52	0,46	6,54	1,56	0,46	0,92
40 - 50	\bar{X}	45,0	57,0	58,0	62,0	76,0	86,0	114,0
	SD	3,69	0,85	0,85	0,52	1,16	0,46	0,80
Mg [mg/kg s.m.] frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	3,30	4,77	6,55	1,53	3,07	3,20	1,60
	SD	0,12	0,12	0,20	0,07	0,08	0,08	0,06
10 - 20	\bar{X}	0,72	1,43	1,22	0,97	1,93	1,73	0,53
	SD	0,04	0,04	0,09	0,03	0,05	0,05	0,03
20 - 30	\bar{X}	0,28	0,73	1,03	0,46	0,80	0,95	0,31
	SD	0,02	0,05	0,02	0,02	0,02	0,03	0,01
30 - 40	\bar{X}	0,11	0,63	0,53	0,38	0,70	0,68	0,43
	SD	0,02	0,02	0,05	0,01	0,02	0,03	0,03
40 - 50	\bar{X}	0,12	0,49	0,36	0,27	0,56	0,36	0,21
	SD	0,01	0,01	0,03	0,02	0,03	0,04	0,02

Tab. IVa. Zawartość metali w glebie na stanowiskach badawczych w 2003r (wartości średnie \bar{x} dla 3 pomiarów)

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
Cd [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	10,43	11,03	9,70	5,40	6,77	4,63	1,63
	SD	0,35	0,29	0,17	0,26	0,15	0,25	0,12
10 - 20	\bar{X}	6,20	7,60	4,40	3,23	4,50	1,97	0,63
	SD	0,17	0,20	0,17	0,06	0,10	0,12	0,15
20 - 30	\bar{X}	4,27	4,27	2,30	2,10	2,63	1,50	0,47
	SD	0,21	0,12	0,17	0,00	0,12	0,30	0,06
30 - 40	\bar{X}	2,20	3,01	1,47	0,57	1,67	0,60	0,15
	SD	0,10	0,24	0,23	0,06	0,21	0,10	0,02
40 - 50	\bar{X}	1,37	1,29	1,17	0,50	0,43	0,32	0,13
	SD	0,06	0,02	0,12	0,02	0,06	0,01	0,02
Cd [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	0,03	0,05	0,04	0,05	0,04	0,03	0,03
	SD	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
10 - 20	\bar{X}	0,02	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,02
	SD	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
20 - 30	\bar{X}	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01
	SD	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
30 - 40	\bar{X}	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,00
	SD	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
40 - 50	\bar{X}	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,00	0,00
	SD	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
Pb [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	172,4	250,7	213,7	140,0	201,7	79,8	26,7
	SD	1,95	20,74	4,65	7,39	1,37	0,35	2,94
10 - 20	\bar{X}	112,7	119,9	113,8	69,3	64,8	44,4	17,7
	SD	2,36	4,70	4,44	4,43	3,46	0,35	2,71
20 - 30	\bar{X}	59,0	74,8	47,2	28,8	29,2	15,5	7,2
	SD	1,15	1,96	2,88	2,50	0,23	0,87	0,06
30 - 40	\bar{X}	15,5	14,8	15,4	13,4	17,0	6,8	2,3
	SD	0,58	1,48	0,40	2,56	2,54	0,58	0,17
40 - 50	\bar{X}	10,4	8,1	5,6	5,4	6,8	5,5	1,1
	SD	0,17	0,56	0,11	0,40	0,20	0,00	0,17
Pb [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	2,26	2,76	2,40	2,50	0,86	0,28	1,96
	SD	0,08	0,36	0,09	0,38	0,13	0,02	0,05
10 - 20	\bar{X}	1,34	0,78	2,03	1,37	0,34	0,26	0,75
	SD	0,24	0,07	0,05	0,36	0,06	0,02	0,05
20 - 30	\bar{X}	1,07	1,73	1,60	2,45	0,24	0,14	1,05
	SD	0,04	0,21	0,03	0,10	0,03	0,03	0,14
30 - 40	\bar{X}	0,34	0,28	3,09	0,15	0,19	0,14	0,25
	SD	0,03	0,01	0,19	0,04	0,01	0,01	0,03
40 - 50	\bar{X}	0,10	0,18	0,12	0,09	0,12	0,09	0,06
	SD	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01

Tab. IVa. Zawartość metali w glebie na stanowiskach badawczych w 2003r (wartości średnie \bar{x} dla 3 pomiarów) c.d.

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
Zn [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	196,0	183,0	173,0	161,0	166,0	75,0	77,0
	SD	3,25	2,52	0,81	20,35	3,64	2,35	1,59
10 - 20	\bar{X}	120,0	128,0	116,0	124,0	120,0	48,0	38,0
	SD	0,29	1,50	1,39	4,84	3,51	0,95	1,33
20 - 30	\bar{X}	86,0	86,0	76,0	62,0	80,0	35,0	24,0
	SD	1,39	0,58	1,39	0,00	1,50	4,71	1,33
30 - 40	\bar{X}	55,0	52,0	45,0	41,0	49,0	22,0	14,0
	SD	0,35	0,53	1,39	3,51	1,15	0,29	1,33
40 - 50	\bar{X}	49,0	44,0	25,0	28,0	30,0	25,0	10,0
	SD	0,51	0,55	3,57	3,12	1,00	0,00	0,00
Zn [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	1,32	1,40	0,83	1,43	0,71	0,76	0,22
	SD	0,06	0,17	0,01	0,02	0,02	0,06	0,02
10 - 20	\bar{X}	0,23	0,44	0,25	0,50	0,12	0,11	0,17
	SD	0,02	0,07	0,01	0,03	0,01	0,01	0,02
20 - 30	\bar{X}	0,15	0,21	0,15	0,22	0,09	0,04	0,16
	SD	0,02	0,00	0,04	0,02	0,01	0,02	0,00
30 - 40	\bar{X}	0,12	0,15	0,10	0,11	0,06	0,02	0,10
	SD	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
40 - 50	\bar{X}	0,12	0,14	0,08	0,17	0,03	0,02	0,05
	SD	0,01	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01
Cu [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	13,6	15,9	14,2	14,2	14,5	13,4	4,2
	SD	0,23	0,70	0,23	0,87	0,23	0,12	0,23
10 - 20	\bar{X}	11,3	11,9	7,6	4,4	4,7	4,7	2,2
	SD	0,00	0,52	0,23	0,26	0,06	0,00	0,45
20 - 30	\bar{X}	4,3	4,4	4,5	2,3	2,4	2,8	1,8
	SD	0,00	0,23	0,29	0,00	0,23	0,10	0,17
30 - 40	\bar{X}	2,5	2,7	2,4	1,9	2,4	2,3	1,7
	SD	0,35	0,23	0,23	0,35	0,23	0,00	0,00
40 - 50	\bar{X}	2,7	2,4	1,8	1,5	2,0	1,4	1,5
	SD	0,35	0,01	0,06	0,20	0,23	0,23	0,20
Cu [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	0,24	0,36	0,32	0,29	0,21	0,21	0,15
	SD	0,02	0,04	0,03	0,05	0,03	0,01	0,02
10 - 20	\bar{X}	0,19	0,23	0,14	0,16	0,13	0,09	0,07
	SD	0,03	0,04	0,02	0,03	0,00	0,01	0,01
20 - 30	\bar{X}	0,15	0,14	0,09	0,05	0,15	0,05	0,03
	SD	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
30 - 40	\bar{X}	0,12	0,10	0,05	0,03	0,21	0,02	0,02
	SD	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01
40 - 50	\bar{X}	0,05	0,02	0,02	0,00	0,06	0,01	0,01
	SD	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01

Tab. IVa. Zawartość metali w glebie na stanowiskach badawczych w 2003r (wartości średnie \bar{x} dla 3 pomiarów) c.d.

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
Fe [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	1046,0	1108,0	1498,0	1120,0	1192,0	843,0	433,0
	SD	33,08	36,78	18,30	31,70	31,75	63,45	0,00
10 - 20	\bar{X}	737,0	801,0	1264,0	567,0	748,0	748,0	261,0
	SD	65,99	65,99	11,57	0,00	31,70	54,91	21,17
20 - 30	\bar{X}	453,0	393,0	522,0	324,0	363,0	262,0	153,0
	SD	39,62	28,90	14,95	15,01	25,95	15,01	33,39
30 - 40	\bar{X}	366,0	400,0	258,0	257,0	246,0	181,0	120,0
	SD	25,01	25,52	13,02	27,77	14,95	2,83	7,97
40 - 50	\bar{X}	253,0	246,0	202,0	176,0	157,0	139,0	127,0
	SD	15,01	14,95	15,01	15,01	12,76	3,46	8,50
Fe [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	7,57	15,85	12,44	8,52	6,53	6,93	10,01
	SD	1,11	0,06	0,69	0,61	0,42	1,10	1,05
10 - 20	\bar{X}	9,16	12,37	10,63	5,01	4,60	4,37	7,63
	SD	0,96	0,56	0,50	1,11	0,39	0,00	1,14
20 - 30	\bar{X}	5,42	8,13	8,22	6,26	4,03	2,47	6,07
	SD	0,97	0,13	0,11	0,05	0,18	0,03	0,64
30 - 40	\bar{X}	9,89	6,38	4,50	4,47	2,46	2,20	4,52
	SD	0,40	0,16	0,21	0,34	0,01	0,20	0,20
40 - 50	\bar{X}	8,11	4,50	2,65	2,55	2,27	1,97	1,32
	SD	0,18	0,23	0,29	0,17	0,10	0,12	0,18
Mn [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	214,0	346,0	247,0	196,0	249,0	189,0	187,0
	SD	0,75	2,90	3,23	5,69	2,46	4,92	3,29
10 - 20	\bar{X}	192,0	277,0	221,0	124,0	194,0	113,0	130,0
	SD	1,00	4,41	1,53	1,82	3,84	0,65	3,23
20 - 30	\bar{X}	115,0	181,0	123,0	76,0	129,0	82,0	112,0
	SD	4,23	0,30	10,14	1,73	2,65	0,68	1,67
30 - 40	\bar{X}	82,0	62,0	65,0	56,0	81,0	62,0	59,0
	SD	0,40	1,79	2,79	0,30	0,75	0,51	1,62
40 - 50	\bar{X}	31,0	20,0	13,0	16,0	13,0	8,0	36,0
	SD	0,45	0,61	0,30	1,85	0,17	0,64	1,67
Mn [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	0,39	0,43	0,32	0,19	0,30	0,41	1,15
	SD	0,02	0,06	0,02	0,01	0,02	0,02	0,04
10 - 20	\bar{X}	0,20	0,26	0,17	0,25	0,42	0,20	0,86
	SD	0,02	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,04
20 - 30	\bar{X}	0,15	0,22	0,11	0,25	0,34	0,13	0,67
	SD	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,02	0,06
30 - 40	\bar{X}	0,31	0,14	0,06	0,11	0,24	0,10	0,45
	SD	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,05
40 - 50	\bar{X}	0,09	0,10	0,03	0,04	0,16	0,04	0,29
	SD	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02	0,01	0,02

Tab. IVb. Zawartość metali w glebie na stanowiskach badawczych w 2004r (wartości średnie \bar{x} dla 3 pomiarów)

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
Cd [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	9,50	9,51	7,78	4,40	5,28	4,36	2,21
	SD	0,02	0,37	0,33	0,00	0,32	0,16	0,32
10 - 20	\bar{X}	6,43	7,36	4,24	3,84	4,57	2,36	0,91
	SD	0,25	0,07	0,07	0,00	0,25	0,50	0,32
20 - 30	\bar{X}	4,25	4,57	2,32	2,57	2,47	1,69	0,27
	SD	0,08	0,25	0,50	0,25	0,32	0,25	0,01
30 - 40	\bar{X}	2,20	2,74	1,28	0,76	1,09	0,91	0,18
	SD	0,07	0,03	0,00	0,07	0,32	0,32	0,03
40 - 50	\bar{X}	1,71	1,79	0,91	0,72	0,89	0,70	0,15
	SD	0,02	0,08	0,32	0,14	0,18	0,03	0,00
Cd [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	0,03	0,05	0,04	0,05	0,04	0,03	0,03
	SD	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
10 - 20	\bar{X}	0,02	0,04	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02
	SD	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
20 - 30	\bar{X}	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02
	SD	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
30 - 40	\bar{X}	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00
	SD	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
40 - 50	\bar{X}	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00
	SD	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Pb [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	172,7	231,1	214,8	131,0	204,0	66,1	25,5
	SD	4,15	4,68	4,68	9,37	4,69	4,68	4,68
10 - 20	\bar{X}	121,4	115,2	123,5	72,7	62,7	52,6	15,3
	SD	2,38	1,09	1,15	1,09	1,09	4,68	1,09
20 - 30	\bar{X}	58,6	65,3	54,1	26,6	29,2	15,3	6,9
	SD	3,40	1,09	1,09	0,00	1,59	1,09	0,64
30 - 40	\bar{X}	15,3	16,2	15,1	14,7	14,5	6,6	2,5
	SD	1,09	0,58	0,45	0,11	0,22	0,00	0,00
40 - 50	\bar{X}	6,9	6,9	5,8	4,7	7,6	5,6	0,5
	SD	0,64	0,64	0,32	0,10	0,06	0,11	0,00
Pb [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	2,34	2,86	2,39	2,69	0,78	0,33	2,11
	SD	0,06	0,07	0,03	0,04	0,02	0,02	0,02
10 - 20	\bar{X}	1,68	0,81	2,15	1,22	0,34	0,29	0,84
	SD	0,03	0,10	0,03	0,13	0,02	0,02	0,03
20 - 30	\bar{X}	1,12	1,54	1,73	2,64	0,23	0,12	1,22
	SD	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03
30 - 40	\bar{X}	0,31	0,24	3,09	0,17	0,19	0,14	0,26
	SD	0,03	0,01	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03
40 - 50	\bar{X}	0,11	0,18	0,15	0,09	0,12	0,08	0,06
	SD	0,02	0,02	0,04	0,02	0,03	0,01	0,03

Tab. IVb. Zawartość metali w glebie na stanowiskach badawczych w 2004r (wartości średnie \bar{x} dla 3 pomiarów) c.d.

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
Zn [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	180,0	187,0	178,0	162,0	168,0	84,0	69,0
	SD	2,89	1,45	2,52	3,87	2,71	1,28	1,45
10 - 20	\bar{X}	117,0	128,0	121,0	113,0	119,0	57,0	37,0
	SD	0,55	4,58	1,46	0,55	1,05	1,54	0,58
20 - 30	\bar{X}	83,0	93,0	84,0	79,0	90,0	38,0	21,0
	SD	0,55	0,55	0,81	0,55	0,55	0,95	0,55
30 - 40	\bar{X}	51,0	58,0	56,0	43,0	53,0	26,0	13,0
	SD	0,55	0,95	0,03	0,55	0,55	0,55	0,03
40 - 50	\bar{X}	46,0	34,0	33,0	28,0	30,0	21,0	11,0
	SD	0,55	0,55	4,23	0,54	0,03	0,55	0,58
Zn [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	1,28	1,53	0,89	1,63	0,79	0,77	0,21
	SD	0,02	0,04	0,02	0,09	0,01	0,03	0,02
10 - 20	\bar{X}	0,20	0,36	0,27	0,59	0,14	0,13	0,14
	SD	0,01	0,04	0,02	0,03	0,01	0,02	0,02
20 - 30	\bar{X}	0,14	0,20	0,13	0,25	0,10	0,07	0,13
	SD	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02
30 - 40	\bar{X}	0,12	0,15	0,10	0,11	0,07	0,04	0,09
	SD	0,01	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
40 - 50	\bar{X}	0,10	0,13	0,07	0,10	0,03	0,02	0,04
	SD	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
Cu [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	10,5	16,5	15,0	15,1	15,2	13,1	3,4
	SD	0,31	0,22	0,22	0,00	0,22	0,22	0,27
10 - 20	\bar{X}	4,7	12,8	8,6	4,6	5,6	3,1	2,8
	SD	0,25	0,00	0,36	0,23	0,36	0,22	0,39
20 - 30	\bar{X}	4,7	4,4	4,8	2,4	2,7	2,8	2,3
	SD	3,21	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,07
30 - 40	\bar{X}	2,7	2,7	2,8	2,1	2,6	2,7	1,7
	SD	0,23	0,23	0,00	0,01	0,23	0,23	0,36
40 - 50	\bar{X}	2,7	2,5	2,1	1,7	1,9	1,6	1,1
	SD	0,23	0,10	0,00	0,23	0,36	0,23	0,00
Cu [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	0,23	0,40	0,40	0,37	0,25	0,27	0,17
	SD	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
10 - 20	\bar{X}	0,15	0,23	0,20	0,17	0,16	0,11	0,09
	SD	0,01	0,02	0,06	0,02	0,03	0,02	0,01
20 - 30	\bar{X}	0,15	0,14	0,10	0,07	0,16	0,06	0,04
	SD	0,03	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
30 - 40	\bar{X}	0,12	0,10	0,04	0,04	0,23	0,03	0,03
	SD	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
40 - 50	\bar{X}	0,05	0,02	0,02	0,02	0,07	0,02	0,00
	SD	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00

Tab. IVb. Zawartość metali w glebie na stanowiskach badawczych w 2004r (wartości średnie \bar{x} dla 3 pomiarów) c.d.

Poziom gleby [cm]		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
Fe [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	1209,0	1217,0	1504,0	922,0	1048,0	856,0	393,0
	SD	25,46	12,72	25,46	12,76	22,10	25,52	12,76
10 - 20	\bar{X}	977,0	724,0	974,0	562,0	650,0	466,0	282,0
	SD	28,11	25,52	33,71	44,15	22,05	12,70	12,76
20 - 30	\bar{X}	481,0	504,0	319,0	358,0	382,0	209,0	191,0
	SD	25,43	24,48	38,22	8,72	41,11	22,05	0,52
30 - 40	\bar{X}	378,0	393,0	237,0	320,0	216,0	157,0	135,0
	SD	12,76	12,76	13,37	1,15	12,70	12,76	12,70
40 - 50	\bar{X}	238,0	238,0	183,0	194,0	197,0	150,0	133,0
	SD	12,76	12,76	12,76	12,76	2,42	12,76	2,25
Fe [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	7,35	16,27	13,03	8,42	6,37	6,81	11,26
	SD	0,10	0,13	0,02	0,09	0,07	0,15	0,06
10 - 20	\bar{X}	9,88	12,67	11,08	5,48	4,93	4,59	7,16
	SD	0,18	0,11	0,07	0,22	0,06	0,12	0,04
20 - 30	\bar{X}	5,80	8,36	7,91	5,36	4,31	2,38	5,74
	SD	0,17	0,12	0,07	0,14	0,05	0,17	0,05
30 - 40	\bar{X}	10,06	6,42	4,72	4,28	2,26	2,20	4,23
	SD	0,08	0,17	0,17	0,06	0,07	0,11	0,05
40 - 50	\bar{X}	8,62	4,95	2,79	2,28	1,97	1,84	1,23
	SD	0,38	0,05	0,10	0,04	0,02	0,12	0,03
Mn [mg kg/ s.m.] - frakcja ogólna								
0 - 10	\bar{X}	215,0	333,0	250,0	192,0	252,0	190,0	190,0
	SD	0,55	1,31	1,50	1,05	0,70	0,90	1,15
10 - 20	\bar{X}	189,0	298,0	232,0	130,0	224,0	114,0	115,0
	SD	0,98	2,25	1,01	1,23	5,43	0,35	0,61
20 - 30	\bar{X}	124,9	188,0	113,0	83,0	122,0	93,0	90,0
	SD	1,63	7,61	0,21	5,69	0,25	0,35	0,90
30 - 40	\bar{X}	72,0	62,0	74,0	68,0	90,0	73,0	48,0
	SD	0,30	0,10	0,51	1,71	0,08	1,91	0,90
40 - 50	\bar{X}	25,0	21,0	14,0	19,0	14,0	9,0	38,0
	SD	1,61	0,10	0,21	0,25	0,59	0,17	1,00
Mn [mg kg/ s.m.] - frakcja dostępna								
0 - 10	\bar{X}	0,43	0,43	0,34	0,19	0,33	0,50	1,25
	SD	0,02	0,06	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02
10 - 20	\bar{X}	0,22	0,22	0,18	0,27	0,55	0,19	0,98
	SD	0,01	0,01	0,02	0,05	0,03	0,03	0,01
20 - 30	\bar{X}	0,17	0,19	0,13	0,19	0,30	0,13	0,74
	SD	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,03	0,02
30 - 40	\bar{X}	0,35	0,13	0,06	0,12	0,24	0,11	0,55
	SD	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,04
40 - 50	\bar{X}	0,08	0,11	0,03	0,04	0,17	0,04	0,34
	SD	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,06

Tab. Va. Procentowy udział frakcji dostępnej analizowanych metali we frakcji ogólnej (traktowanej jako 100%) w glebie na stanowiskach badawczych w 2003r.

Poziom gleby [cm]	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
Mg [mg/kg]							
0 - 10	0,71	0,85	1,36	0,25	0,47	0,38	0,17
10 - 20	0,30	0,70	0,65	0,26	0,49	0,35	0,09
20 - 30	0,26	0,47	0,78	0,16	0,45	0,30	0,09
30 - 40	0,21	0,78	0,59	0,39	0,95	0,53	0,20
40 - 50	0,28	0,73	0,56	0,43	0,71	0,52	0,21
Cd [mg/kg]							
0 - 10	0,32	0,42	0,38	0,93	0,59	0,58	1,84
10 - 20	0,38	0,48	0,68	1,13	0,74	1,53	3,68
20 - 30	0,47	0,63	1,16	1,43	1,14	1,33	2,86
30 - 40	0,45	0,78	1,36	4,07	1,40	1,11	2,22
40 - 50	0,73	1,03	0,86	2,67	6,15	1,05	0,00
Pb [mg/kg]							
0 - 10	1,31	1,10	1,12	1,79	0,43	0,35	7,35
10 - 20	1,19	0,65	1,79	1,97	0,52	0,59	4,21
20 - 30	1,81	2,32	3,40	8,53	0,81	0,92	14,56
30 - 40	2,17	1,89	1,94	1,09	1,14	2,10	10,87
40 - 50	0,96	2,27	2,14	1,66	1,77	1,64	5,76
Zn [mg/kg]							
0 - 10	0,67	0,76	0,48	0,89	0,43	1,02	0,29
10 - 20	0,19	0,34	0,21	0,41	0,10	0,23	0,44
20 - 30	0,18	0,24	0,20	0,36	0,11	0,11	0,67
30 - 40	0,21	0,29	0,23	0,28	0,13	0,11	0,71
40 - 50	0,24	0,32	0,31	0,60	0,10	0,09	0,46
Cu [mg/kg]							
0 - 10	1,74	2,24	2,28	2,07	1,43	1,60	3,52
10 - 20	1,65	1,90	1,89	3,64	2,79	1,99	3,08
20 - 30	3,41	3,16	1,91	2,32	6,30	1,93	1,85
30 - 40	4,93	3,69	2,05	1,58	8,49	0,87	1,37
40 - 50	1,98	0,68	1,09	0,09	2,79	0,47	0,44
Fe [mg/kg]							
0 - 10	0,72	1,43	0,83	0,76	0,55	0,82	2,31
10 - 20	1,24	1,54	0,84	0,88	0,61	0,58	2,92
20 - 30	1,20	2,07	1,58	1,93	1,11	0,94	3,97
30 - 40	2,71	1,60	1,74	1,74	1,00	1,21	3,77
40 - 50	3,20	1,83	1,32	1,45	1,44	1,41	1,04
Mn [mg/kg]							
0 - 10	0,18	0,13	0,13	0,10	0,12	0,22	0,62
10 - 20	0,10	0,09	0,08	0,20	0,22	0,17	0,66
20 - 30	0,13	0,12	0,09	0,32	0,26	0,16	0,59
30 - 40	0,38	0,22	0,10	0,20	0,29	0,16	0,76
40 - 50	0,29	0,52	0,22	0,23	1,26	0,47	0,78

Tab. Vb. Procentowy udział frakcji dostępnej analizowanych metali we frakcji ogólnej (traktowanej jako 100%) w glebie na stanowiskach badawczych w 2004r.

Poziom gleby [cm]	Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
Mg [mg/kg]							
0 - 10	0,79	0,91	1,52	0,25	0,46	0,42	0,20
10 - 20	0,42	0,65	0,63	0,30	0,57	0,42	0,09
20 - 30	0,27	0,51	0,78	0,22	0,45	0,33	0,09
30 - 40	0,19	0,84	0,79	0,30	0,72	0,61	0,20
40 - 50	0,27	0,85	0,61	0,44	0,75	0,42	0,18
Cd [mg/kg]							
0 - 10	0,35	0,56	0,56	1,06	0,82	0,76	1,20
10 - 20	0,36	0,54	0,86	0,87	0,80	1,27	1,84
20 - 30	0,47	0,58	1,29	1,30	1,08	1,38	6,25
30 - 40	0,45	0,85	1,30	2,63	1,83	0,37	1,85
40 - 50	0,59	0,93	0,74	2,31	2,26	0,95	0,00
Pb [mg/kg]							
0 - 10	1,36	1,24	1,11	2,05	0,38	0,50	8,27
10 - 20	1,38	0,70	1,74	1,68	0,54	0,56	5,50
20 - 30	1,92	2,36	3,21	9,93	0,78	0,78	17,60
30 - 40	2,02	1,50	2,05	1,18	1,29	2,13	10,27
40 - 50	1,53	2,59	2,64	1,92	1,53	1,43	11,33
Zn [mg/kg]							
0 - 10	0,71	0,82	0,50	1,00	0,47	0,92	0,30
10 - 20	0,17	0,28	0,22	0,52	0,12	0,22	0,38
20 - 30	0,17	0,21	0,15	0,31	0,11	0,18	0,62
30 - 40	0,23	0,25	0,18	0,25	0,12	0,15	0,73
40 - 50	0,21	0,39	0,20	0,35	0,11	0,11	0,32
Cu [mg/kg]							
0 - 10	2,15	2,40	2,65	2,43	1,66	2,09	5,14
10 - 20	3,20	1,82	2,36	3,64	2,84	3,45	3,06
20 - 30	3,20	3,15	2,07	2,86	5,78	2,23	1,88
30 - 40	4,31	3,69	1,41	1,78	8,91	1,23	1,61
40 - 50	1,85	0,92	0,81	0,97	3,58	1,05	0,31
Fe [mg/kg]							
0 - 10	0,61	1,34	0,87	0,91	0,61	0,80	2,87
10 - 20	1,01	1,75	1,14	0,98	0,76	0,98	2,54
20 - 30	1,21	1,66	2,48	1,50	1,13	1,14	3,00
30 - 40	2,66	1,64	1,99	1,34	1,05	1,40	3,13
40 - 50	3,62	2,08	1,52	1,18	1,00	1,23	0,92
Mn [mg/kg]							
0 - 10	0,20	0,13	0,14	0,10	0,13	0,26	0,66
10 - 20	0,12	0,07	0,08	0,21	0,24	0,17	0,86
20 - 30	0,14	0,10	0,11	0,22	0,24	0,14	0,82
30 - 40	0,49	0,20	0,09	0,18	0,27	0,16	1,13
40 - 50	0,33	0,51	0,22	0,19	1,20	0,44	0,88

Tab. VI. Zawartość kadmu w roślinach [mg/kg s.m.]

Gatunek			Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
2003r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	0,31	0,36	0,24	0,24	0,36	0,24	0,33
		SD	0,02	0,00	0,03	0,00	0,07	0,00	0,04
	II	\bar{X}	0,30	0,28	0,28	0,28	0,32	0,22	0,32
		SD	0,04	0,08	0,02	0,02	0,08	0,05	0,02
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	0,70	0,66	0,21	0,35	0,37	0,18	0,22
		SD	0,02	0,01	0,01	0,02	0,15	0,02	0,05
	łodygi	\bar{X}	0,69	0,68	0,56	1,51	0,50	0,35	0,30
		SD	0,08	0,08	0,01	0,09	0,07	0,07	0,00
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	0,22	0,31	0,31	0,43	0,36	0,25	0,16
		SD	0,04	0,03	0,02	0,13	0,09	0,02	0,01
	łodygi	\bar{X}	0,38	0,42	0,45	0,52	0,69	0,33	0,23
		SD	0,00	0,07	0,05	0,13	0,12	0,08	0,02
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	1,25	0,72	2,58	2,91	2,54	2,98	0,32
		SD	0,25	0,02	0,07	0,13	0,06	0,05	0,09
	ogonki liściowe	\bar{X}	3,22	2,10	4,68	3,36	5,05	5,97	0,48
		SD	0,48	0,15	0,68	0,43	0,08	0,13	0,02
2004r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	0,41	0,51	0,57	0,38	0,75	0,37	0,35
		SD	0,05	0,02	0,01	0,00	0,02	0,07	0,03
	II	\bar{X}	0,33	0,54	0,57	0,30	0,68	0,39	0,33
		SD	0,04	0,03	0,04	0,02	0,03	0,09	0,02
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	0,58	0,58	1,38	0,49	0,75	0,25	0,27
		SD	0,01	0,01	0,09	0,02	0,05	0,01	0,01
	łodygi	\bar{X}	1,38	1,38	1,33	1,17	1,69	0,57	0,45
		SD	0,07	0,07	0,05	0,08	0,02	0,06	0,02
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	0,39	0,58	0,61	0,37	0,38	0,54	0,20
		SD	0,05	0,02	0,10	0,01	0,03	0,21	0,02
	łodygi	\bar{X}	0,67	0,83	1,04	0,78	1,30	0,71	0,26
		SD	0,05	0,03	0,40	0,02	0,09	0,08	0,01
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	2,36	1,97	2,81	2,22	2,19	1,70	0,39
		SD	0,05	0,03	0,12	0,20	0,00	0,01	0,00
	ogonki liściowe	\bar{X}	5,51	4,47	7,51	4,83	5,46	5,25	0,74
		SD	0,17	0,44	0,26	0,29	0,10	0,02	0,02

Tab.VII. Zawartość ołowiu w roślinach [mg/kg s.m.]

Gatunek			Huta 0	Huta 1	Łośień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
2003r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	8,2	5,2	2,8	4,3	9,2	5,2	2,3
		SD	0,74	0,05	0,84	0,58	1,19	0,59	0,48
	II	\bar{X}	17,4	6,6	10,4	15,1	15,8	6,2	5,0
		SD	1,64	0,25	0,51	0,88	0,22	2,68	0,22
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	2,6	2,5	11,0	3,0	8,5	3,8	2,7
		SD	0,24	0,58	0,23	0,10	1,73	1,22	0,25
	łodygi	\bar{X}	2,4	1,8	9,3	2,5	4,4	4,1	1,9
		SD	0,58	0,08	1,79	0,81	0,43	0,49	0,11
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	7,4	8,5	9,2	3,3	3,3	1,5	0,8
		SD	1,64	1,34	0,58	0,03	0,45	0,87	0,16
	łodygi	\bar{X}	14,7	11,2	11,9	13,0	8,2	9,2	4,2
		SD	0,40	2,72	0,32	0,21	0,47	0,09	0,29
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	14,1	14,2	13,8	7,5	6,9	12,5	9,2
		SD	0,11	0,63	1,50	0,15	1,87	1,45	0,15
	ogonki liściowe	\bar{X}	13,2	26,7	21,7	21,1	19,1	16,5	2,9
		SD	1,90	2,21	1,29	0,81	2,31	3,39	0,14
2004r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	3,4	2,4	3,5	2,7	3,7	8,3	1,3
		SD	1,08	0,09	0,32	0,05	0,22	0,61	0,30
	II	\bar{X}	11,3	4,8	8,0	5,2	4,6	10,4	1,6
		SD	0,52	1,74	0,05	0,38	0,72	2,25	0,36
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	3,1	3,6	7,8	5,0	9,2	3,2	0,9
		SD	0,07	0,07	1,33	0,81	1,07	0,09	0,06
	łodygi	\bar{X}	2,2	2,7	7,6	3,3	6,9	5,7	1,6
		SD	0,86	0,86	0,49	0,10	1,85	0,23	0,26
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	4,8	1,0	5,5	1,9	1,3	3,7	0,7
		SD	0,38	0,03	0,79	0,70	0,04	0,72	0,06
	łodygi	\bar{X}	7,9	6,5	8,6	6,3	2,3	8,8	4,1
		SD	0,12	0,45	1,27	1,07	0,69	0,77	0,06
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	11,2	11,9	9,6	6,2	4,0	9,2	2,2
		SD	0,78	0,70	0,62	0,35	1,65	0,11	0,92
	ogonki liściowe	\bar{X}	14,8	17,1	15,5	7,2	3,2	11,6	2,2
		SD	0,31	2,14	0,14	1,23	0,91	0,46	0,03

Tab.VIII. Zawartość cynku w roślinach [mg/kg s.m.]

Gatunek			Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
2003r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	112,0	67,0	53,0	57,0	75,0	58,0	21,0
		SD	2,25	0,77	0,16	0,01	0,18	8,43	2,04
	II	\bar{X}	171,0	83,0	58,0	72,0	79,0	87,0	25,0
		SD	4,58	0,19	1,33	1,35	9,95	0,29	1,84
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	61,0	59,0	57,0	41,0	65,0	56,0	42,0
		SD	0,39	0,39	0,26	1,78	0,90	1,29	0,08
	łodygi	\bar{X}	162,0	159,54	153,0	49,0	135,0	117,0	11,0
		SD	1,21	0,71	3,08	19,69	0,92	1,54	0,22
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	80,0	71,0	101,0	40,0	90,0	28,0	15,0
		SD	0,44	0,05	0,67	0,16	0,79	0,63	2,69
	łodygi	\bar{X}	81,0	77,0	90,0	48,0	69,0	43,0	23,0
		SD	3,54	4,74	2,75	2,93	4,06	6,75	1,54
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	137,0	72,0	81,0	158,0	143,0	179,0	44,0
		SD	3,13	1,00	0,07	3,79	0,50	6,54	1,29
	ogonki liściowe	\bar{X}	215,0	245,0	145,0	311,0	267,0	318,0	82,0
		SD	3,69	0,50	6,63	0,38	5,63	0,44	3,66
2004r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	56,0	58,0	45,0	62,0	65,0	62,0	10,0
		SD	1,05	0,29	0,79	0,00	0,86	1,10	0,11
	II	\bar{X}	65,0	66,0	56,0	69,0	82,0	73,0	8,5
		SD	0,23	0,78	0,94	0,44	0,77	0,53	0,14
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	60,0	60,0	76,0	48,0	29,0	16,0	3,3
		SD	0,25	0,25	13,79	0,98	2,21	0,24	0,05
	łodygi	\bar{X}	153,0	153,0	141,0	62,0	57,0	65,0	6,8
		SD	7,67	7,67	11,81	1,67	0,38	16,18	0,08
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	54,0	62,0	59,0	29,0	65,0	21,0	10,0
		SD	1,58	0,00	0,64	0,36	0,44	0,37	0,94
	łodygi	\bar{X}	53,0	68,0	63,0	35,0	70,0	28,0	20,0
		SD	9,11	0,67	14,64	6,20	4,39	5,51	1,78
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	79,0	80,0	77,0	77,0	82,0	71,0	9,3
		SD	0,65	0,08	1,07	20,00	0,26	1,42	0,03
	ogonki liściowe	\bar{X}	139,0	177,0	168,0	229,0	202,0	171,0	11,0
		SD	31,03	5,83	1,97	4,17	6,53	4,10	2,17

Tab.IX. Zawartość miedzi w roślinach [mg/kg s.m.]

Gatunek			Huta 0	Huta 1	Łośień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
2003r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	4,4	4,2	4,0	3,5	3,2	3,4	2,7
		SD	0,19	0,42	0,35	0,09	0,01	0,27	0,18
	II	\bar{X}	3,5	2,9	4,7	7,8	2,5	3,2	1,7
		SD	0,03	0,23	0,16	1,69	0,67	0,21	0,26
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	6,9	5,4	5,3	4,5	8,7	3,4	2,5
		SD	0,02	0,52	0,15	0,27	0,83	0,54	0,17
	łodygi	\bar{X}	8,0	7,6	9,3	5,6	6,2	5,5	2,0
		SD	0,58	0,08	0,16	1,32	0,37	0,50	0,53
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	5,6	5,2	6,5	5,9	4,7	4,4	3,7
		SD	0,42	0,83	0,39	1,22	0,15	0,08	0,40
	łodygi	\bar{X}	3,9	4,6	4,5	6,2	5,5	5,5	4,6
		SD	0,22	0,45	0,09	0,08	0,04	0,12	0,28
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	8,1	8,9	6,1	7,7	7,3	5,9	5,2
		SD	0,00	0,45	0,03	0,06	0,11	0,12	0,00
	ogonki liściowe	\bar{X}	11,9	15,9	10,2	9,4	12,1	10,4	7,0
		SD	0,99	1,40	0,28	0,14	0,56	0,97	0,56
2004r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	4,5	4,0	3,3	4,4	3,3	3,9	3,0
		SD	0,35	0,05	0,08	0,00	0,17	0,00	0,11
	II	\bar{X}	4,5	3,2	2,7	2,9	2,5	3,0	2,6
		SD	0,10	0,21	0,27	0,07	0,12	0,08	0,02
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	7,4	7,4	7,0	5,5	7,3	4,9	4,2
		SD	0,36	0,36	0,01	0,06	1,02	0,42	0,20
	łodygi	\bar{X}	6,6	6,6	9,5	8,2	5,1	5,1	3,5
		SD	0,28	0,28	0,36	0,57	0,14	0,26	0,14
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	4,4	3,9	3,6	3,4	4,1	3,6	3,1
		SD	0,25	0,23	0,16	0,10	0,06	0,05	0,13
	łodygi	\bar{X}	5,6	4,1	4,5	3,9	4,6	5,2	3,8
		SD	0,16	0,00	0,33	0,15	0,13	0,10	0,24
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	9,5	8,3	7,3	7,2	8,3	7,7	5,2
		SD	0,06	0,23	0,72	0,87	0,36	0,38	0,17
	ogonki liściowe	\bar{X}	18,0	15,7	13,3	16,7	12,9	16,5	9,5
		SD	0,05	0,38	0,10	0,94	0,03	0,60	0,11

Tab. X. Zawartość żelaza w roślinach [mg/kg s.m.]

Gatunek			Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
2003r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	152,0	96,0	78,0	101,0	149,0	51,0	75,0
		SD	0,08	1,75	1,97	4,33	21,83	8,61	1,06
	II	\bar{X}	232,0	151,0	182,0	237,0	195,0	94,0	103,0
		SD	9,34	2,54	2,29	3,17	5,02	0,29	0,92
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	180,0	176,0	149,0	118,0	106,0	60,0	61,0
		SD	2,06	4,56	0,04	10,26	3,88	0,36	1,24
	łodygi	\bar{X}	105,0	103,0	114,0	48,0	46,0	48,0	34,0
		SD	1,33	1,33	1,46	5,45	1,22	9,26	2,14
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	109,0	92,0	123,0	53,0	87,0	52,0	40,0
		SD	1,33	3,65	0,04	12,10	0,96	0,88	0,77
	łodygi	\bar{X}	180,0	167,0	134,0	103,0	67,0	71,0	54,0
		SD	23,31	16,57	6,46	7,38	7,86	10,07	4,67
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	239,0	217,0	156,0	190,0	154,0	128,0	113,0
		SD	2,25	5,75	1,63	29,79	5,71	5,88	0,00
	ogonki liściowe	\bar{X}	119,0	209,0	123,0	176,0	130,0	63,0	78,0
		SD	4,95	15,39	0,92	7,25	17,92	0,40	2,01
2004r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	61,0	105,0	46,0	46,0	53,0	36,0	33,0
		SD	2,73	7,55	5,99	2,66	0,28	2,03	1,73
	II	\bar{X}	117,0	143,0	75,0	77,0	84,0	49,0	46,0
		SD	0,54	24,03	7,16	5,98	7,80	1,93	3,45
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	94,0	94,0	88,0	60,0	65,0	43,0	47,0
		SD	1,25	1,25	14,20	4,39	5,83	3,03	1,44
	łodygi	\bar{X}	44,0	44,0	58,0	29,0	23,0	34,0	31,0
		SD	4,30	4,30	0,66	2,70	2,25	7,72	0,79
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	53,0	54,0	51,0	26,0	33,0	29,0	21,0
		SD	1,91	1,52	0,34	0,49	2,67	0,39	1,20
	łodygi	\bar{X}	75,0	82,0	74,0	48,0	38,0	36,0	33,0
		SD	17,37	6,62	1,55	6,15	9,04	3,68	2,28
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	89,0	124,0	85,0	88,0	76,0	65,0	69,0
		SD	3,33	1,33	2,80	8,65	0,31	2,15	1,42
	ogonki liściowe	\bar{X}	72,0	100,0	60,0	44,0	61,0	43,0	39,0
		SD	3,14	14,85	2,88	2,46	2,09	1,54	2,61

Tab. XI. Zawartość manganu w roślinach [mg/kg s.m.]

Gatunek			Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitęga 5	Sokolniki K
2003r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	36,0	13,0	20,0	30,0	74,0	33,0	79,0
		SD	0,72	0,53	0,08	2,33	0,03	6,53	14,35
	II	\bar{X}	42,0	17,0	13,0	32,0	92,0	46,0	105,0
		SD	1,77	0,40	0,87	0,07	15,23	0,20	4,42
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	124,0	122,0	132,0	130,0	83,0	119,0	164,0
		SD	5,56	6,56	1,38	9,10	1,04	1,39	9,54
	łodygi	\bar{X}	42,0	41,0	91,0	107,0	69,0	38,0	93,0
		SD	0,78	0,54	0,50	13,01	6,00	1,46	2,63
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	135,0	95,0	99,0	114,0	102,0	117,0	124,0
		SD	2,75	3,60	2,29	7,00	3,83	2,00	1,64
	łodygi	\bar{X}	81,0	65,0	56,0	85,0	64,0	87,0	153,0
		SD	1,95	2,56	0,57	6,99	4,68	12,17	4,53
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	49,0	36,0	33,0	56,0	59,0	64,0	124,0
		SD	0,35	0,15	0,25	0,97	0,10	0,35	14,47
	ogonki liściowe	\bar{X}	41,0	27,0	24,0	51,0	42,0	57,0	96,0
		SD	1,04	1,26	0,11	2,25	0,85	0,38	2,36
2004r									
Pinus sylvestris	I	\bar{X}	9,5	10,0	8,2	11,0	42,0	15,0	53,0
		SD	0,58	1,21	0,60	0,13	1,23	1,25	2,78
	II	\bar{X}	4,9	7,0	8,9	10,0	45,0	22,0	48,0
		SD	0,15	0,03	0,08	0,39	1,90	0,01	0,08
Vaccinium myrtillus	liście	\bar{X}	101,0	101,0	74,0	109,0	76,0	108,0	127,0
		SD	1,58	1,58	2,68	3,25	3,88	3,88	1,02
	łodygi	\bar{X}	39,0	38,0	67,0	42,0	40,0	35,0	51,0
		SD	4,56	4,56	1,86	6,40	9,52	3,29	1,25
Vaccinium vitis-idaea	liście	\bar{X}	46,0	43,0	34,0	65,0	52,0	39,0	73,0
		SD	2,26	0,97	0,50	1,55	4,86	0,08	1,62
	łodygi	\bar{X}	33,0	31,0	32,0	61,0	44,0	43,0	90,0
		SD	2,30	0,25	1,19	6,14	1,83	6,23	1,04
Fragaria vesca	liście	\bar{X}	27,0	16,0	15,0	57,0	28,0	33,0	74,0
		SD	0,06	0,04	2,45	2,42	0,04	1,30	5,04
	ogonki liściowe	\bar{X}	12,0	9,8	12,0	34,0	14,0	21,0	53,0
		SD	0,45	1,15	0,11	1,21	0,13	0,41	0,36

Tab. XII. Odczyn pH i zawartość badanych pierwiastków [mg/kg s.m.] w korze *P. sylvestris*

		Huta 0	Huta 1	Łosień 2	Okradzionów 3	Niegowonice 4	Mitrega 5	Sokolniki K
2003r								
pH	\bar{x}	3,2	3,1	2,9	3,0	3,4	3,1	3,1
	SD	0,02	0,02	0,01	0,04	0,01	0,01	0,05
Ca	\bar{x}	8350	11810	8068	6886	11921	9814	11371
	SD	23,46	39,17	33,75	23,46	83,75	56,25	83,34
Mg	\bar{x}	171,0	177,0	135,0	107,0	131,0	80,0	40,0
	SD	12,08	6,25	12,09	3,37	3,37	12,09	3,85
Cd	\bar{x}	1,50	1,58	0,86	2,22	1,47	1,28	0,50
	SD	0,08	0,00	0,21	0,25	0,13	0,05	0,08
Pb	\bar{x}	145,0	164,0	59,0	95,0	100,0	53,0	11,0
	SD	4,82	4,81	8,33	4,81	4,20	4,81	4,81
Zn	\bar{x}	91,0	58,0	32,0	32,0	62,0	36,0	13,0
	SD	7,98	3,03	2,21	3,03	5,21	2,26	1,15
Cu	\bar{x}	9,7	8,5	4,4	4,8	5,2	4,2	3,1
	SD	0,34	1,01	0,20	0,19	0,43	0,56	0,38
Fe	\bar{x}	1116	1055	614,0	676,0	694,0	399,0	240,0
	SD	15,25	15,25	40,35	26,42	15,25	13,25	24,97
Mn	\bar{x}	9,61	12,5	8,2	9,7	16,8	7,6	24,1
	SD	0,24	0,43	0,23	0,38	0,38	0,00	0,74
2004r								
pH	\bar{x}	3,1	3,1	2,8	2,7	2,8	2,9	3,1
	SD	0,03	0,01	0,03	0,03	0,04	0,05	0,03
Ca	\bar{x}	5733	4052	2363	4785	2082	5663	3767
	SD	60,81	40,03	60,82	60,82	21,67	27,70	105,34
Mg	\bar{x}	116,0	123,0	99,0	71,0	85,0	48,0	38,0
	SD	1,48	2,98	2,57	1,48	1,48	1,48	1,48
Cd	\bar{x}	2,26	2,23	1,53	2,48	1,53	0,91	0,44
	SD	0,28	0,28	0,47	0,00	0,00	0,27	0,27
Pb	\bar{x}	125,0	197,0	75,0	96,0	55,0	55,0	7,7
	SD	33,91	3,90	3,91	3,90	3,90	7,81	3,90
Zn	\bar{x}	68,0	63,0	47,0	42,0	51,0	38,0	9,6
	SD	2,36	0,31	0,65	1,14	0,65	1,73	1,73
Cu	\bar{x}	7,7	7,5	4,7	4,4	3,7	4,1	3,3
	SD	0,32	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,00
Fe	\bar{x}	1054	1536	686,0	644,0	346,0	531,0	176,0
	SD	42,50	24,54	24,54	24,54	24,49	24,54	24,54
Mn	\bar{x}	9,9	12,3	5,2	8,4	7,6	8,4	28,8
	SD	0,00	0,00	0,00	1,35	2,38	1,35	0,00

Tab. XIII. Zawartość metali w drewnie *P. sylvestris*

Powierzchnia		1959- 1963	1964- 1968	1969- 1973	1974- 1978	1979- 1983	1984- 1988	1989- 1993	1994- 1998	1999- 2003
Cd [mg/kg s.m.]										
Huta 0	\bar{X}	0,25	0,19	0,18	0,19	0,13	0,19	0,20	0,17	0,14
	SD	0,03	0,00	0,01	0,13	0,02	0,13	0,02	0,06	0,02
Huta 1	\bar{X}	0,17	0,93	1,15	2,09	1,87	1,08	1,29	0,08	0,11
	SD	0,01	0,07	0,06	0,05	0,16	0,07	0,23	0,01	0,01
Łosień 2	\bar{X}	0,23	0,16	0,29	0,42	1,34	1,28	0,73	0,17	0,28
	SD	0,02	0,05	0,00	0,06	0,01	0,03	0,04	0,01	0,03
Okradzionów 3	\bar{X}	0,12	0,09	0,10	0,15	0,26	0,16	0,28	0,06	0,03
	SD	0,01	0,04	0,02	0,05	0,07	0,05	0,04	0,01	0,01
Niegowonice 4	\bar{X}	0,03	0,05	0,06	0,30	0,16	0,11	0,07	0,07	0,13
	SD	0,01	0,04	0,01	0,06	0,03	0,01	0,05	0,01	0,01
Mitrega 5	\bar{X}	0,16	0,21	0,21	0,18	0,12	0,09	0,08	0,17	0,13
	SD	0,02	0,04	0,02	0,02	0,01	0,04	0,03	0,01	0,01
Sokolniki K	\bar{X}	0,07	0,14	0,22	0,31	0,30	0,11	0,09	0,12	0,06
	SD	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,00	0,05	0,00	0,01
Pb [mg/kg s.m.]										
Huta 0	\bar{X}	1,5	0,3	0,5	1,5	1,6	1,1	1,9	1,0	1,2
	SD	0,47	0,04	0,01	0,37	0,14	0,03	0,08	0,37	0,17
Huta 1	\bar{X}	4,4	6,3	1,5	4,1	3,2	3,6	5,5	13,9	2,6
	SD	0,40	0,33	0,40	0,05	0,29	0,60	1,34	0,97	0,01
Łosień 2	\bar{X}	1,7	2,8	14,4	18,0	19,5	10,8	10,9	10,0	10,7
	SD	0,84	0,01	0,57	0,52	0,23	1,01	1,16	0,54	0,78
Okradzionów 3	\bar{X}	1,4	1,4	1,2	1,1	8,6	12,0	10,4	4,2	5,5
	SD	0,37	0,04	0,26	0,04	0,69	0,11	0,56	0,15	0,45
Niegowonice 4	\bar{X}	6,9	6,1	2,3	1,3	2,3	4,6	6,0	1,1	2,9
	SD	1,22	0,62	0,21	0,20	0,22	0,35	0,10	0,00	0,22
Mitrega 5	\bar{X}	2,6	3,2	3,7	8,0	13,4	6,7	10,2	8,5	4,5
	SD	0,28	0,05	0,37	1,33	1,85	1,00	0,96	0,84	1,99
Sokolniki K	\bar{X}	1,6	1,2	1,8	2,8	2,7	2,5	4,8	2,4	1,5
	SD	0,10	0,07	0,08	0,12	0,18	0,33	0,78	0,49	0,23
Zn [mg/kg s.m.]										
Huta 0	\bar{X}	11,9	10,7	11,8	10,0	13,2	10,5	8,4	8,6	8,3
	SD	0,11	0,20	1,97	1,74	0,63	1,15	0,45	0,37	2,71
Huta 1	\bar{X}	13,6	23,0	19,0	25,0	25,0	21,0	40,0	14,2	16,7
	SD	1,40	0,82	6,02	0,45	4,02	1,15	1,13	0,02	2,62
Łosień 2	\bar{X}	19,9	32,0	42,0	35,0	70,0	48,0	36,0	19,2	25,0
	SD	2,00	3,52	7,28	5,30	3,31	1,28	4,40	5,11	3,76
Okradzionów 3	\bar{X}	33,0	32,0	34,0	52,0	52,0	25,0	14,5	13,1	17,4
	SD	3,68	1,84	2,34	15,49	11,22	0,41	2,20	1,19	1,40
Niegowonice 4	\bar{X}	19,0	18,0	30,0	20,0	20,0	33,0	22,0	13,8	12,1
	SD	6,88	2,35	4,54	3,09	1,71	3,11	2,80	1,00	2,98
Mitrega 5	\bar{X}	27,0	29,0	26,0	21,0	36,0	44,0	30,0	27,0	27,0
	SD	4,12	3,10	1,15	1,81	0,87	0,05	2,26	3,56	1,65
Sokolniki K	\bar{X}	20,0	8,5	18,0	8,9	8,2	11,8	12,9	8,0	8,6
	SD	3,02	1,68	1,56	1,63	1,51	2,06	0,42	0,34	0,32

Tab.XIII. Zawartość metali w drewnie *P. sylvestris* (c.d.)

Powierzchnia		1959- 1963	1964- 1968	1969- 1973	1974- 1978	1979- 1983	1984- 1988	1989- 1993	1994- 1998	1999- 2003
Cu [mg/kg s.m.]										
Huta 0	\bar{X}	3,7	0,8	0,8	1,1	4,0	2,7	1,6	3,8	1,9
	SD	0,50	0,04	0,58	0,06	0,52	0,16	0,12	0,01	0,87
Huta 1	\bar{X}	0,5	4,1	1,1	4,3	3,7	1,3	7,8	1,5	3,4
	SD	0,24	0,75	0,15	0,73	0,02	0,62	0,72	0,40	0,21
Łosień 2	\bar{X}	5,7	18,5	16,7	18,9	19,9	19,1	12,4	6,5	5,4
	SD	4,50	1,32	0,13	2,30	0,38	1,85	0,79	0,28	1,97
Okradzionów 3	\bar{X}	1,5	1,2	5,6	2,9	3,4	1,3	3,7	2,2	2,3
	SD	1,57	0,49	0,37	0,01	0,03	0,22	1,59	1,28	0,06
Niegowonice 4	\bar{X}	8,8	10,3	14,1	5,1	4,2	5,9	4,6	4,1	3,2
	SD	0,86	0,60	1,08	0,63	0,13	0,96	0,49	0,89	0,18
Mitęga 5	\bar{X}	3,8	12,4	8,8	6,0	11,2	7,2	11,5	5,9	4,3
	SD	0,60	1,37	1,22	0,01	2,85	1,33	1,90	0,14	0,35
Sokolniki K	\bar{X}	2,9	2,2	1,5	1,3	2,7	1,7	2,6	4,3	2,5
	SD	1,05	0,01	0,18	0,34	0,50	0,26	0,33	0,24	0,59
Fe [mg/kg s.m.]										
Huta 0	\bar{X}	6,2	8,7	6,0	5,2	16,9	14,2	10,0	10,0	9,1
	SD	0,45	0,44	0,31	0,22	1,33	1,54	1,03	0,39	0,99
Huta 1	\bar{X}	5,1	10,1	7,7	6,0	20,8	14,2	17,2	10,0	32,0
	SD	2,42	0,28	2,58	2,27	2,81	0,04	2,96	0,15	4,53
Łosień 2	\bar{X}	4,0	33,1	35,7	33,3	35,7	27,4	24,9	32,1	31,6
	SD	1,26	3,02	0,47	0,69	0,24	2,11	2,22	0,28	0,29
Okradzionów 3	\bar{X}	15,2	17,7	16,4	14,4	17,1	13,5	23,0	11,9	13,0
	SD	0,00	0,93	0,52	0,25	0,12	3,42	0,43	0,14	1,91
Niegowonice 4	\bar{X}	10,0	4,0	2,3	2,5	10,8	13,4	13,7	13,0	34,7
	SD	1,16	0,27	0,04	0,38	1,64	0,14	0,03	3,30	2,04
Mitęga 5	\bar{X}	3,0	3,2	3,0	6,6	6,1	7,2	11,7	7,7	14,7
	SD	1,21	0,42	0,52	1,15	0,41	0,33	0,81	1,87	0,90
Sokolniki K	\bar{X}	2,1	2,6	5,2	7,4	7,9	8,3	4,8	5,9	8,3
	SD	0,26	0,03	0,88	0,43	0,90	0,02	0,17	0,49	0,14
Mn [mg/kg s.m.]										
Huta 0	\bar{X}	5,5	4,6	4,0	3,0	4,5	5,1	4,6	3,5	3,0
	SD	0,45	0,78	0,20	1,16	0,54	0,86	0,53	0,56	0,43
Huta 1	\bar{X}	3,3	4,0	3,3	4,1	3,1	3,4	2,7	2,2	2,5
	SD	0,50	0,41	0,58	0,99	0,41	0,21	0,45	0,55	0,24
Łosień 2	\bar{X}	3,2	3,3	4,7	4,5	4,4	2,7	2,2	2,4	3,5
	SD	0,12	0,84	0,31	0,07	0,29	0,81	0,50	0,75	0,17
Okradzionów 3	\bar{X}	10,6	7,5	13,2	9,6	9,5	9,5	8,9	12,0	10,6
	SD	0,97	0,37	0,82	0,46	0,95	1,84	1,44	2,42	2,40
Niegowonice 4	\bar{X}	1,1	0,3	1,1	3,3	6,3	5,5	2,9	5,5	5,8
	SD	0,43	0,12	0,00	0,41	0,63	0,83	0,07	1,17	0,88
Mitęga 5	\bar{X}	8,4	8,7	9,2	7,5	7,0	7,3	6,9	6,3	5,6
	SD	1,26	0,93	0,12	1,17	1,31	0,72	0,18	0,34	0,07
Sokolniki K	\bar{X}	3,0	2,4	3,7	3,7	3,7	3,8	3,7	4,4	4,7
	SD	0,42	0,01	0,13	0,49	0,39	0,23	0,28	0,28	0,04

Tab. XIVa. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Huta 0

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odczyn. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
HUTA 0	1958	14	1,02	0,28	1,81	1,00	0,63	0,79	0,78	0,04	-5,54
	1959	14	1,13	0,27	2,00	1,12	0,96	0,98	0,87	0,00	-5,98
	1960	18	1,57	0,35	2,19	1,91	0,51	0,71	0,45	-1,29	-0,10
	1961	18	1,70	0,50	2,34	1,99	0,56	0,75	0,44	-1,21	-0,31
	1962	18	1,56	0,48	2,27	1,81	0,53	0,73	0,47	-0,58	-1,56
	1963	18	2,18	0,62	4,73	2,10	1,40	1,18	0,54	0,92	0,52
	1964	18	2,29	1,07	3,28	2,42	0,57	0,76	0,33	-0,59	-1,10
	1965	18	2,08	0,67	3,97	1,86	0,70	0,84	0,40	0,30	0,24
	1966	20	2,26	0,69	4,57	2,04	1,23	1,11	0,49	0,73	0,15
	1967	20	2,68	1,00	5,88	2,84	1,33	1,15	0,43	0,91	1,66
	1968	20	3,16	1,89	5,87	2,73	1,54	1,24	0,39	1,18	0,31
	1969	20	3,16	0,84	6,20	2,53	3,10	1,76	0,56	0,48	-1,17
	1970	20	2,45	0,92	4,34	2,27	1,18	1,09	0,44	0,33	-1,17
	1971	20	2,91	1,08	5,54	2,82	1,91	1,38	0,48	0,44	-0,95
	1972	20	2,63	1,13	5,31	2,30	1,84	1,36	0,52	0,70	-0,58
	1973	20	2,81	1,10	4,22	2,66	0,96	0,98	0,35	-0,10	-1,09
	1974	20	2,46	1,14	4,03	2,44	0,75	0,87	0,35	0,33	-0,79
	1975	20	2,49	1,38	4,86	2,39	0,72	0,85	0,34	1,39	2,45
	1976	20	2,10	1,14	3,58	2,02	0,51	0,71	0,34	0,64	-0,13
	1977	20	1,74	0,82	3,05	1,43	0,57	0,75	0,43	0,64	-0,98
	1978	20	1,76	0,56	2,97	1,71	0,55	0,74	0,42	0,00	-1,08
	1979	20	1,49	0,52	2,26	1,62	0,34	0,58	0,39	-0,37	-1,39
	1980	20	1,32	0,70	2,69	0,95	0,52	0,72	0,55	0,96	-0,79
	1981	20	1,29	0,37	2,31	1,20	0,37	0,61	0,47	0,25	-1,17
	1982	20	1,37	0,57	2,70	1,17	0,55	0,74	0,54	0,61	-1,11
	1983	20	1,71	0,68	4,82	1,25	1,45	1,21	0,71	1,68	2,06
	1984	20	1,44	0,64	2,41	1,30	0,37	0,61	0,42	0,30	-1,42
	1985	20	1,76	0,67	3,12	1,41	0,63	0,79	0,45	0,61	-1,24
	1986	20	1,80	0,61	3,77	1,79	0,79	0,89	0,49	0,75	0,14
	1987	20	1,90	0,74	3,80	1,80	0,78	0,88	0,46	0,73	-0,07
	1988	20	2,15	0,64	6,13	1,96	2,07	1,44	0,67	1,90	3,73
	1989	20	1,92	0,75	3,58	1,73	0,68	0,82	0,43	0,59	-0,47
	1990	20	1,99	0,78	4,08	1,97	0,52	0,72	0,36	1,14	2,55
	1991	20	2,25	0,92	4,18	2,05	0,86	0,93	0,41	0,70	-0,25
	1992	20	2,15	1,24	3,53	2,04	0,48	0,69	0,32	0,95	0,00
	1993	20	2,34	0,99	3,71	2,21	1,04	1,02	0,44	0,10	-1,65
	1994	20	2,76	1,14	4,55	2,82	0,49	0,70	0,25	0,17	2,00
	1995	20	2,48	1,32	4,45	2,50	0,60	0,78	0,31	0,95	1,71
	1996	20	2,02	1,07	3,91	1,81	0,60	0,77	0,38	1,37	1,80
	1997	20	2,70	1,82	4,24	2,60	0,37	0,61	0,23	1,31	1,94
	1998	20	2,39	0,75	4,50	2,46	0,89	0,94	0,39	0,13	-0,07
	1999	20	1,87	1,20	2,83	1,79	0,19	0,44	0,23	0,57	-0,14
	2000	20	1,45	0,70	3,16	1,20	0,53	0,73	0,50	1,25	1,00
	2001	20	1,56	0,74	2,40	1,51	0,23	0,48	0,31	0,04	-0,80
	2002	20	1,79	0,83	3,68	1,72	0,61	0,78	0,43	1,42	1,85
	2003	20	1,63	0,68	2,66	1,57	0,31	0,56	0,34	0,18	-0,75
	2004	20	1,45	0,65	3,34	1,47	0,51	0,71	0,49	1,73	3,16

Tab. XIVb. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Huta 1

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred. arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odczyn. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
HUTA 1	1931	14	2,37	2,05	2,66	2,39	0,11	0,33	0,14	-0,04	-5,78
	1932	14	2,13	1,24	2,95	2,19	0,24	0,49	0,23	-0,27	-0,52
	1933	18	2,39	1,58	3,41	2,31	0,30	0,55	0,23	0,49	-0,86
	1934	20	2,26	1,19	3,38	2,22	0,36	0,60	0,27	-0,06	-0,36
	1935	20	2,09	0,90	4,19	1,90	0,77	0,88	0,42	0,92	0,40
	1936	20	2,17	1,15	4,19	1,81	0,70	0,84	0,38	0,86	0,06
	1937	20	1,84	1,26	3,31	1,75	0,28	0,53	0,29	1,19	1,73
	1938	20	1,99	1,07	2,63	2,05	0,23	0,48	0,24	-0,38	-0,82
	1939	20	2,04	1,11	2,98	2,11	0,22	0,47	0,23	-0,29	0,02
	1940	20	2,29	1,31	3,19	2,34	0,27	0,52	0,23	-0,21	-0,72
	1941	20	2,15	1,17	3,10	2,29	0,29	0,54	0,25	-0,54	-0,47
	1942	20	2,14	1,22	2,79	2,15	0,25	0,50	0,23	-0,54	-0,92
	1943	20	2,14	1,54	2,82	2,14	0,11	0,33	0,16	0,14	0,08
	1944	20	2,20	1,74	3,02	2,05	0,15	0,39	0,18	0,94	-0,33
	1945	20	2,12	1,17	2,88	2,18	0,23	0,47	0,22	-0,31	-0,64
	1946	20	2,14	1,49	2,96	2,13	0,13	0,36	0,17	0,34	0,30
	1947	20	2,19	1,42	2,89	2,22	0,16	0,40	0,18	-0,14	-0,61
	1948	20	2,09	1,28	2,86	2,09	0,23	0,48	0,23	-0,02	-1,02
	1949	20	1,99	1,13	2,86	2,00	0,21	0,46	0,23	0,10	0,39
	1950	20	1,87	1,01	2,94	1,88	0,28	0,53	0,28	0,47	0,00
	1951	20	1,61	1,05	2,96	1,53	0,32	0,57	0,35	1,20	0,97
	1952	20	1,44	0,81	2,70	1,34	0,28	0,53	0,37	0,96	0,52
	1953	20	1,26	0,64	1,94	1,29	0,16	0,39	0,31	-0,15	-0,49
	1954	20	1,15	0,60	1,83	1,01	0,14	0,38	0,33	0,40	-0,88
	1955	20	1,19	0,72	1,91	0,97	0,19	0,43	0,37	0,74	-1,12
	1956	20	1,19	0,78	2,29	1,14	0,14	0,37	0,31	1,36	2,59
	1957	20	1,34	0,94	2,47	1,31	0,12	0,34	0,25	2,08	6,11
	1958	20	1,38	0,68	2,30	1,24	0,24	0,49	0,35	0,76	-0,41
	1959	20	1,27	0,29	2,30	1,26	0,28	0,53	0,42	0,34	-0,30
	1960	20	0,98	0,29	2,47	0,92	0,29	0,54	0,55	1,43	2,06
	1961	20	0,78	0,30	1,36	0,80	0,08	0,29	0,37	-0,09	-0,51
	1962	20	0,71	0,30	1,17	0,69	0,07	0,27	0,38	-0,02	-0,77
	1963	20	0,69	0,30	1,23	0,68	0,06	0,25	0,37	0,55	-0,02
	1964	20	0,68	0,27	1,14	0,71	0,07	0,27	0,40	0,06	-0,91
	1965	20	0,61	0,36	1,23	0,51	0,06	0,24	0,39	1,56	1,72
	1966	20	0,83	0,27	1,96	0,77	0,14	0,38	0,45	1,35	3,28
	1967	20	0,86	0,18	2,25	0,75	0,25	0,50	0,58	1,46	2,48
	1968	20	0,77	0,20	1,98	0,61	0,27	0,52	0,68	1,22	0,45
	1969	20	0,91	0,20	2,11	0,73	0,28	0,53	0,58	1,21	0,79
	1970	20	0,95	0,47	1,85	0,85	0,11	0,33	0,34	1,29	1,89
	1971	20	1,17	0,36	2,13	1,26	0,15	0,39	0,33	0,19	1,55
	1972	20	1,25	0,59	1,89	1,22	0,14	0,37	0,30	0,02	-0,61
	1973	20	1,40	0,66	2,80	1,46	0,21	0,46	0,33	1,11	3,85
	1974	20	1,38	0,63	3,09	1,17	0,44	0,66	0,48	1,58	1,94
	1975	20	1,47	0,63	3,93	1,26	0,72	0,85	0,58	1,82	2,99
	1976	20	1,34	0,50	3,61	1,07	0,54	0,73	0,55	1,85	4,12
	1977	20	1,30	0,28	2,60	1,18	0,33	0,57	0,44	0,35	-0,14
	1978	20	1,34	0,31	2,25	1,19	0,37	0,61	0,46	0,13	-1,41
	1979	20	1,16	0,46	1,96	1,08	0,20	0,45	0,39	0,18	-1,20
	1980	20	1,20	0,50	2,60	1,06	0,29	0,54	0,45	1,11	1,02
	1981	20	1,17	0,50	3,95	0,90	0,62	0,78	0,67	2,68	8,33
	1982	20	1,04	0,45	1,64	1,07	0,15	0,38	0,37	-0,13	-1,43
	1983	20	0,87	0,36	1,79	0,78	0,16	0,40	0,46	1,01	0,42
	1984	20	1,00	0,37	2,55	0,84	0,31	0,56	0,55	1,55	2,16
	1985	20	1,28	0,51	2,60	1,07	0,34	0,58	0,45	1,07	0,67
	1986	20	1,40	0,72	2,54	1,32	0,25	0,50	0,36	0,85	0,35
	1987	20	1,42	0,93	2,20	1,38	0,10	0,32	0,23	1,12	1,80
	1988	20	1,53	1,11	2,56	1,51	0,12	0,35	0,23	1,47	2,96
	1989	20	1,65	0,76	2,54	1,54	0,23	0,48	0,29	0,18	-0,37
	1990	20	1,89	1,21	2,63	1,81	0,21	0,46	0,24	-0,02	-0,99
	1991	20	1,85	1,15	3,75	1,67	0,32	0,57	0,31	2,03	6,05
	1992	20	1,60	0,90	3,52	1,29	0,54	0,73	0,46	1,91	3,24
	1993	20	1,41	0,77	3,15	1,29	0,39	0,62	0,44	1,75	2,84
	1994	20	1,70	0,92	3,37	1,43	0,46	0,67	0,40	1,16	0,66
	1995	20	2,30	1,38	4,85	2,26	0,69	0,83	0,36	1,60	3,60
	1996	20	1,92	0,77	3,99	1,61	0,81	0,90	0,47	1,30	0,89
	1997	20	1,97	0,98	4,86	1,68	1,24	1,11	0,57	1,93	3,04
	1998	20	1,84	0,45	3,30	1,87	0,45	0,67	0,36	-0,26	1,25
	1999	20	1,69	0,81	3,34	1,64	0,42	0,65	0,38	0,83	0,56
	2000	20	1,51	0,87	2,92	1,12	0,49	0,70	0,47	0,80	-0,88
	2001	20	1,48	0,76	3,27	1,30	0,41	0,64	0,43	1,96	3,63
	2002	20	1,49	0,80	2,71	1,32	0,40	0,63	0,42	0,66	-0,79
	2003	20	1,57	0,89	3,15	1,56	0,43	0,66	0,42	0,98	0,33
	2004	20	1,76	0,89	4,39	1,54	0,90	0,95	0,54	1,69	2,65

Tab.XIVc. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Łosień
2

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odchyl. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
ŁOSIEN 2	1900	17	2,20	1,53	3,11	2,20	0,28	0,53	0,24	0,43	-1,08
	1901	17	2,05	1,31	3,15	2,19	0,38	0,61	0,30	0,24	-1,02
	1902	17	2,13	1,18	3,31	1,89	0,38	0,61	0,29	0,73	0,16
	1903	17	2,35	1,08	3,33	2,57	0,36	0,60	0,26	-0,81	1,22
	1904	18	2,07	1,31	2,85	2,03	0,32	0,57	0,28	0,04	-1,46
	1905	18	2,44	1,16	3,47	2,42	0,53	0,73	0,30	-0,20	-0,58
	1906	18	2,13	1,39	2,77	2,25	0,28	0,53	0,25	-0,27	-1,84
	1907	18	2,51	1,06	3,95	2,60	0,77	0,88	0,35	-0,06	-0,71
	1908	18	2,37	1,23	4,07	2,07	1,19	1,09	0,46	0,64	-1,20
	1909	18	2,34	1,19	3,56	2,25	0,44	0,67	0,28	0,23	-0,49
	1910	18	2,35	1,35	4,01	2,26	0,59	0,77	0,33	1,47	1,75
	1911	18	2,72	1,33	3,77	2,63	0,43	0,66	0,24	-0,42	-0,02
	1912	18	2,56	1,41	4,03	2,45	0,55	0,74	0,29	0,50	0,07
	1913	18	2,49	1,37	4,14	2,38	0,57	0,75	0,30	0,89	1,13
	1914	18	2,43	1,45	3,64	2,50	0,34	0,58	0,24	-0,01	0,06
	1915	18	2,52	1,45	4,03	2,75	0,59	0,77	0,30	0,38	-0,70
	1916	18	2,36	1,56	3,26	2,29	0,21	0,46	0,20	0,61	0,28
	1917	18	2,19	1,53	3,58	1,87	0,37	0,61	0,28	0,88	0,03
	1918	18	2,32	1,55	3,63	2,17	0,31	0,56	0,24	0,76	0,55
	1919	18	2,36	1,56	3,21	2,35	0,15	0,39	0,17	0,03	0,95
	1920	18	2,20	1,55	3,31	2,09	0,25	0,50	0,22	0,48	-0,10
	1921	18	2,10	1,58	3,04	1,97	0,23	0,48	0,23	1,09	0,17
	1922	18	2,21	1,58	3,18	2,09	0,21	0,45	0,21	0,94	0,12
	1923	18	2,02	1,26	3,54	1,85	0,44	0,67	0,33	1,51	1,59
	1924	19	1,87	1,32	2,85	1,79	0,19	0,44	0,23	0,84	-0,08
	1925	19	1,87	1,06	2,32	1,96	0,18	0,42	0,23	-0,93	-0,28
	1926	19	1,57	0,86	2,36	1,50	0,20	0,45	0,28	0,03	-0,93
	1927	19	1,47	0,80	3,48	1,12	0,60	0,77	0,52	1,58	2,03
	1928	19	1,33	0,51	3,15	1,17	0,53	0,73	0,54	1,01	0,83
	1929	19	1,51	0,91	2,51	1,39	0,26	0,51	0,34	0,90	-0,18
	1930	19	1,58	0,63	2,82	1,74	0,59	0,77	0,49	0,24	-1,24
	1931	19	1,59	0,67	2,49	1,55	0,48	0,69	0,44	0,03	-1,73
	1932	19	1,56	0,91	2,84	1,35	0,33	0,57	0,37	1,30	0,81
	1933	19	1,40	0,61	2,53	1,23	0,29	0,54	0,39	0,86	0,04
	1934	20	1,60	1,04	3,76	1,42	0,50	0,70	0,44	2,37	5,22
	1935	20	1,57	0,89	3,28	1,39	0,37	0,61	0,39	1,84	3,39
	1936	20	1,84	0,90	3,70	1,65	0,53	0,73	0,39	1,06	0,95
	1937	20	1,97	0,60	5,11	1,65	1,32	1,15	0,58	1,35	1,69
	1938	20	1,97	0,63	4,31	1,56	1,04	1,02	0,52	1,19	0,84
	1939	20	1,96	0,89	4,03	1,61	0,91	0,96	0,49	0,96	-0,30
	1940	20	1,86	0,89	3,52	1,59	0,62	0,79	0,43	0,92	-0,17
	1941	20	1,59	0,63	3,25	1,38	0,48	0,69	0,44	1,09	0,34
	1942	20	2,10	0,85	5,84	1,46	1,77	1,33	0,64	1,61	2,06
	1943	20	1,86	0,56	4,43	1,64	0,98	0,99	0,53	1,59	2,45
	1944	20	1,71	0,58	3,60	1,60	0,54	0,74	0,43	0,89	1,18
	1945	20	1,68	0,61	2,88	1,71	0,40	0,63	0,38	0,01	-0,09
	1946	20	1,45	0,57	2,19	1,28	0,26	0,51	0,35	-0,09	-1,18
	1947	20	1,56	0,64	2,49	1,50	0,36	0,60	0,38	-0,06	-1,09
	1948	20	1,57	0,57	2,72	1,62	0,38	0,61	0,39	0,12	-0,76
	1949	20	1,40	0,39	2,31	1,46	0,29	0,54	0,38	-0,37	-0,56
	1950	20	1,53	0,38	2,56	1,43	0,34	0,58	0,38	-0,07	0,21
	1951	20	1,65	0,69	2,96	1,64	0,41	0,64	0,39	0,45	-0,08
	1952	20	1,75	0,87	2,47	1,86	0,27	0,52	0,30	-0,32	-1,24
	1953	20	1,61	0,69	2,66	1,59	0,29	0,54	0,33	0,40	-0,21
	1954	20	1,73	0,93	2,67	1,66	0,23	0,48	0,28	0,51	-0,25
	1955	20	1,82	1,31	2,64	1,80	0,14	0,38	0,21	0,91	0,13
	1956	20	1,65	1,11	2,43	1,58	0,17	0,42	0,25	0,29	-1,31
	1957	20	1,62	0,75	2,55	1,57	0,22	0,47	0,29	0,35	0,71
	1958	20	1,56	0,60	2,32	1,72	0,31	0,56	0,36	-0,23	-1,31
	1959	20	1,06	0,61	1,62	0,90	0,10	0,32	0,30	0,40	-1,22
	1960	20	1,11	0,62	1,85	1,01	0,15	0,39	0,35	0,87	-0,35

	Rok	Ilość wyników	Śred arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odchył. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
62	1961	20	0,95	0,66	1,23	0,99	0,04	0,19	0,21	-0,20	-1,48
63	1962	20	0,90	0,46	1,43	0,93	0,06	0,25	0,27	0,33	0,52
64	1963	20	0,88	0,50	1,61	0,79	0,14	0,37	0,43	0,80	-0,48
65	1964	20	0,93	0,58	1,61	0,84	0,09	0,30	0,33	0,89	-0,04
66	1965	20	1,07	0,63	1,43	1,12	0,06	0,23	0,22	-0,23	-0,82
67	1966	20	1,08	0,36	2,06	0,79	0,45	0,67	0,62	0,39	-1,73
68	1967	20	0,97	0,31	2,18	0,58	0,47	0,69	0,71	0,56	-1,49
69	1968	20	1,09	0,29	2,09	1,29	0,40	0,63	0,58	0,02	-1,44
70	1969	20	1,05	0,30	1,84	1,34	0,34	0,58	0,55	-0,32	-1,74
71	1970	20	1,07	0,24	2,34	0,98	0,46	0,68	0,64	0,31	-1,33
72	1971	20	1,14	0,19	2,85	0,87	0,56	0,75	0,65	0,78	-0,09
73	1972	20	1,18	0,34	2,51	0,98	0,51	0,71	0,60	0,74	-0,59
74	1973	20	1,11	0,36	2,18	0,85	0,36	0,60	0,54	0,47	-1,06
75	1974	20	1,17	0,48	2,13	1,12	0,28	0,52	0,45	0,38	-1,17
76	1975	20	1,25	0,64	1,93	1,26	0,18	0,42	0,34	-0,07	-1,19
77	1976	20	1,24	0,66	1,85	1,30	0,14	0,38	0,31	-0,11	-0,86
78	1977	20	1,25	0,42	2,40	1,24	0,36	0,60	0,48	0,58	-0,15
79	1978	20	0,76	0,34	1,42	0,71	0,11	0,33	0,43	0,63	-0,59
80	1979	20	0,75	0,42	1,41	0,63	0,08	0,28	0,38	1,46	1,24
81	1980	20	0,95	0,57	1,86	0,75	0,17	0,41	0,43	1,14	0,07
82	1981	20	0,92	0,32	1,63	0,80	0,16	0,39	0,43	0,46	-0,78
83	1982	20	1,01	0,30	1,69	1,02	0,23	0,48	0,48	-0,05	-1,81
84	1983	20	0,92	0,45	1,53	0,87	0,14	0,37	0,40	0,21	-1,52
85	1984	20	1,15	0,45	1,93	0,95	0,33	0,57	0,50	0,14	-1,83
86	1985	20	1,40	0,61	2,36	1,31	0,32	0,56	0,40	0,33	-1,36
87	1986	20	1,68	0,77	3,05	1,31	0,74	0,86	0,51	0,80	-1,10
88	1987	20	1,60	0,78	3,02	1,16	0,59	0,77	0,48	0,85	-0,67
89	1988	20	1,65	0,51	3,74	1,08	1,19	1,09	0,66	0,75	-0,96
90	1989	20	1,60	0,53	2,95	1,30	0,66	0,81	0,51	0,49	-1,11
91	1990	20	1,59	0,47	3,17	1,63	0,55	0,74	0,47	0,52	0,22
92	1991	20	1,66	0,54	2,84	1,45	0,62	0,79	0,47	-0,12	-1,40
93	1992	20	1,33	0,36	3,01	1,26	0,53	0,73	0,55	0,97	1,14
94	1993	20	1,56	0,34	2,61	1,41	0,52	0,72	0,47	-0,04	-1,04
95	1994	20	1,46	0,65	2,57	1,18	0,40	0,64	0,44	0,52	-1,34
96	1995	20	1,40	0,67	2,99	1,07	0,68	0,82	0,59	1,14	-0,39
97	1996	20	1,29	0,36	3,37	1,06	0,63	0,79	0,62	1,61	2,77
98	1997	20	1,28	0,44	3,14	1,17	0,44	0,67	0,52	1,50	2,75
99	1998	20	1,20	0,44	2,87	1,01	0,45	0,67	0,56	1,32	1,63
100	1999	20	1,12	0,39	3,11	1,02	0,62	0,79	0,71	1,69	2,50
101	2000	20	0,98	0,24	1,89	0,70	0,34	0,59	0,60	0,32	-1,52
102	2001	20	1,05	0,27	2,33	0,89	0,35	0,59	0,56	0,76	0,02
103	2002	20	0,89	0,27	2,22	0,72	0,30	0,55	0,62	1,33	1,38
104	2003	20	0,99	0,18	2,28	0,81	0,45	0,67	0,68	0,73	-0,88
105	2004	20	0,92	0,36	2,24	0,76	0,31	0,56	0,61	1,23	1,01

Tab.XIVd. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Okradzionów 3

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred. arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odchyl. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
OKRADZIONÓW 3	1940	16	1,05	0,23	1,63	1,38	0,26	0,51	0,49	-0,65	-1,30
	1941	16	1,18	0,33	1,70	1,30	0,24	0,49	0,41	-0,87	-0,73
	1942	16	1,25	0,45	1,97	1,29	0,29	0,54	0,43	-0,03	-1,57
	1943	20	1,41	0,50	2,84	1,39	0,43	0,65	0,47	0,27	-0,57
	1944	20	1,54	0,55	3,40	1,67	0,59	0,77	0,50	0,47	-0,03
	1945	20	1,82	0,73	3,51	1,94	0,56	0,75	0,41	0,40	-0,30
	1946	20	1,95	0,78	3,00	2,01	0,58	0,76	0,39	-0,09	-1,49
	1947	20	2,07	0,86	3,31	2,14	0,61	0,78	0,38	-0,07	-1,26
	1948	20	2,20	1,15	3,97	2,02	0,51	0,72	0,33	0,89	0,42
	1949	20	2,42	1,07	3,43	2,49	0,46	0,68	0,28	-0,19	-0,78
	1950	20	2,64	0,88	3,79	2,61	0,61	0,78	0,30	-0,37	-0,29
	1951	20	2,60	1,15	4,09	2,64	0,57	0,76	0,29	-0,20	0,03
	1952	20	2,40	0,17	4,01	2,40	0,84	0,91	0,38	-0,52	0,58
	1953	20	2,48	1,43	3,98	2,35	0,58	0,76	0,31	0,41	-0,88
	1954	20	2,51	1,51	3,96	2,28	0,44	0,67	0,27	0,71	-0,04
	1955	20	2,30	1,34	3,33	2,32	0,37	0,61	0,26	0,08	-1,14
	1956	20	2,14	1,21	2,95	2,37	0,27	0,52	0,24	-0,41	-1,05
	1957	20	1,70	1,20	2,66	1,65	0,13	0,36	0,21	0,79	1,24
	1958	20	1,46	0,79	1,97	1,39	0,11	0,33	0,23	-0,06	-0,43
	1959	20	1,38	0,59	2,30	1,40	0,22	0,47	0,34	0,04	-0,38
	1960	20	1,12	0,43	2,28	1,00	0,23	0,48	0,43	1,07	1,04
	1961	20	1,02	0,31	2,75	0,81	0,37	0,61	0,60	1,47	2,22
	1962	20	1,00	0,27	3,06	0,79	0,53	0,73	0,73	2,13	4,26
	1963	20	0,87	0,33	1,62	0,81	0,12	0,34	0,39	0,24	-0,31
	1964	20	0,92	0,35	2,22	0,85	0,27	0,52	0,57	0,91	0,35
	1965	20	0,62	0,22	1,57	0,64	0,09	0,30	0,48	1,61	4,47
	1966	20	0,65	0,30	1,54	0,54	0,12	0,35	0,53	1,69	2,45
	1967	20	0,70	0,32	1,70	0,60	0,10	0,32	0,45	1,90	4,42
	1968	20	0,67	0,28	1,31	0,73	0,07	0,27	0,40	0,58	0,25
	1969	20	0,84	0,32	1,29	0,86	0,07	0,27	0,32	-0,27	-0,09
	1970	20	0,82	0,33	1,15	0,85	0,04	0,20	0,24	-0,53	0,51
	1971	20	0,95	0,53	1,70	0,96	0,11	0,33	0,34	0,63	-0,15
	1972	20	1,10	0,62	1,85	0,92	0,15	0,39	0,35	0,62	-0,75
	1973	20	1,20	0,68	1,92	1,15	0,12	0,34	0,29	0,63	-0,28
	1974	20	1,06	0,52	1,80	0,96	0,20	0,44	0,42	0,43	-1,26
	1975	20	1,24	0,55	2,41	1,11	0,34	0,58	0,47	0,68	-0,70
	1976	20	1,29	0,55	2,24	1,21	0,30	0,55	0,43	0,29	-1,11
	1977	20	1,55	0,56	3,24	1,50	0,50	0,71	0,46	1,23	1,63
	1978	20	1,52	0,48	3,38	1,46	0,63	0,79	0,52	1,06	1,21
	1979	20	1,45	0,37	3,38	1,18	0,71	0,84	0,58	1,20	0,91
	1980	20	1,40	0,50	2,26	1,36	0,37	0,61	0,44	-0,01	-1,50
	1981	20	1,45	0,33	2,21	1,61	0,23	0,48	0,33	-0,71	-0,02
	1982	20	1,52	0,74	2,29	1,67	0,28	0,53	0,35	-0,36	-1,50
	1983	20	1,70	0,60	2,51	1,75	0,19	0,44	0,26	-0,59	0,97
	1984	20	1,94	0,63	3,81	2,07	0,86	0,93	0,48	0,44	-0,44
	1985	20	1,78	0,70	3,01	1,56	0,50	0,71	0,40	0,38	-1,25
	1986	20	1,76	0,59	3,21	1,56	0,51	0,72	0,41	0,76	-0,21
	1987	20	1,86	0,42	3,25	1,68	0,87	0,94	0,50	0,16	-1,31
	1988	20	1,90	0,75	3,65	1,74	0,62	0,79	0,41	0,56	-0,22
	1989	20	2,02	0,96	2,63	2,12	0,21	0,45	0,23	-0,64	-0,32
	1990	20	1,93	0,55	2,80	1,86	0,31	0,56	0,29	-0,35	0,52
	1991	20	2,02	1,00	2,86	2,09	0,16	0,40	0,20	-0,66	1,93
	1992	20	2,23	1,34	3,33	2,32	0,35	0,59	0,27	-0,16	-0,94
	1993	20	2,05	0,75	3,70	1,89	0,55	0,74	0,36	0,51	0,53
	1994	20	2,03	0,65	2,84	2,20	0,47	0,69	0,34	-0,67	-0,77
	1995	20	2,15	0,92	2,88	2,10	0,34	0,58	0,27	-0,24	-0,89
	1996	20	2,33	1,42	4,29	2,18	0,74	0,86	0,37	1,14	0,53
	1997	20	2,05	0,56	3,17	2,08	0,38	0,62	0,30	-0,49	1,22
	1998	20	2,29	0,47	3,67	2,14	0,83	0,91	0,40	-0,33	-0,41
	1999	20	2,00	1,27	3,03	1,94	0,29	0,53	0,27	0,62	-0,48
	2000	20	2,15	0,96	3,55	2,22	0,80	0,89	0,42	0,09	-1,45
	2001	20	2,05	1,37	3,42	1,81	0,44	0,66	0,32	1,19	0,25
	2002	20	2,13	1,11	2,78	2,26	0,25	0,50	0,24	-0,35	-1,03
	2003	20	1,95	1,22	3,35	1,95	0,28	0,53	0,27	0,85	1,36
	2004	20	2,45	1,32	4,26	2,36	0,61	0,78	0,32	0,48	-0,24

Tab.XIVe. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Niegowonice 4

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odchyl. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
NIEGOWONICE 4	1959	18	0,87	0,92	0,24	0,49	0,56	0,45	1,01	0,23	1,78
	1960	18	0,84	0,94	0,12	0,34	0,41	-1,06	-0,46	0,29	1,15
	1961	18	1,07	0,99	0,35	0,59	0,55	0,03	-1,30	0,28	1,87
	1962	18	1,24	1,19	0,51	0,71	0,58	-0,26	-0,87	0,17	2,23
	1963	18	1,10	0,85	0,48	0,69	0,63	0,41	-1,88	0,33	2,06
	1964	18	1,02	1,02	0,46	0,68	0,67	0,37	-1,12	0,20	2,05
	1965	20	1,91	1,50	2,23	1,49	0,78	0,77	-0,65	0,25	4,36
	1966	20	2,11	2,00	1,68	1,30	0,62	0,28	-0,14	0,22	4,26
	1967	20	1,38	1,36	0,77	0,88	0,64	0,22	-1,21	0,27	2,76
	1968	20	2,04	2,21	0,87	0,93	0,46	-0,97	-0,16	0,35	3,13
	1969	20	2,93	2,71	2,57	1,60	0,55	0,53	1,00	0,32	6,60
	1970	20	2,99	2,92	2,10	1,45	0,49	0,46	-0,56	0,73	5,85
	1971	20	3,29	2,61	2,80	1,67	0,51	0,19	-1,40	1,00	6,12
	1972	20	3,15	2,60	2,80	1,67	0,53	0,84	-0,02	1,10	6,69
	1973	20	2,28	1,99	1,58	1,26	0,55	1,22	1,01	1,00	5,17
	1974	20	2,55	1,95	1,74	1,32	0,52	0,89	-0,56	1,21	5,25
	1975	20	2,49	1,87	2,77	1,66	0,67	1,76	2,72	0,92	6,89
	1976	20	1,96	1,99	0,94	0,97	0,49	0,14	-0,57	0,33	3,63
	1977	20	2,67	2,16	2,80	1,67	0,63	1,30	0,97	1,06	6,77
	1978	20	2,44	2,06	1,90	1,38	0,56	0,78	-0,65	0,79	5,17
	1979	20	2,20	2,13	1,41	1,19	0,54	0,83	0,65	0,45	5,01
	1980	20	2,38	2,20	1,14	1,07	0,45	-0,02	-0,85	0,51	4,03
	1981	20	2,32	2,22	1,02	1,01	0,44	-0,49	-0,23	0,30	3,84
	1982	20	2,37	1,99	1,23	1,11	0,47	0,55	-0,86	0,83	4,44
	1983	20	2,08	1,73	0,89	0,94	0,45	1,46	1,98	0,91	4,59
	1984	20	2,03	1,90	1,01	1,00	0,49	0,94	0,60	0,75	4,40
	1985	20	2,04	1,77	1,26	1,12	0,55	0,50	-0,62	0,39	4,23
	1986	20	2,24	2,24	1,15	1,07	0,48	-0,10	-0,84	0,39	4,00
	1987	20	2,16	2,02	1,47	1,21	0,56	0,15	-1,13	0,34	4,19
	1988	20	2,19	2,06	1,56	1,25	0,57	0,40	-1,18	0,58	4,18
	1989	20	2,39	2,24	1,17	1,08	0,45	0,50	-1,17	1,01	4,20
	1990	20	2,67	2,67	1,33	1,15	0,43	0,32	-1,11	0,90	4,61
	1991	20	2,83	2,71	1,42	1,19	0,42	0,38	-1,05	1,31	5,05
	1992	20	2,66	2,47	1,38	1,17	0,44	0,74	-0,42	1,18	5,17
	1993	20	2,41	2,28	0,89	0,94	0,39	0,80	-0,13	1,10	4,43
	1994	20	2,80	2,76	0,75	0,86	0,31	-0,04	-0,43	1,10	4,32
	1995	20	2,65	2,41	0,74	0,86	0,32	0,96	0,11	1,71	4,52
	1996	20	2,46	2,26	0,84	0,92	0,37	1,26	1,36	1,22	4,68
	1997	20	2,44	2,38	0,26	0,50	0,21	1,11	0,58	1,86	3,55
	1998	20	2,34	2,23	0,18	0,43	0,18	0,85	-0,43	1,83	3,21
	1999	20	2,23	2,15	0,39	0,62	0,28	-0,02	-1,12	1,20	3,16
	2000	20	1,80	1,84	0,25	0,50	0,28	0,09	-0,06	0,88	2,91
	2001	20	2,01	2,00	0,51	0,71	0,36	-0,10	0,06	0,61	3,48
	2002	20	1,69	1,79	0,22	0,47	0,28	-0,81	0,42	0,63	2,44
	2003	20	1,78	1,73	0,44	0,67	0,37	0,08	-0,06	0,52	3,08
	2004	20	1,76	1,80	0,52	0,72	0,41	0,23	0,10	0,48	3,24

Tab.XIVf. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Mitrega 5

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred aryt. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odchyl. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
MITREGA 5	1955	18	1,59	0,71	2,19	1,58	0,10	0,32	0,20	-0,81	2,68
	1956	18	1,43	0,72	1,95	1,51	0,16	0,39	0,28	-0,64	-0,58
	1957	20	1,43	0,63	2,95	1,22	0,46	0,67	0,47	0,88	0,01
	1958	20	1,27	0,55	1,89	1,20	0,18	0,42	0,33	0,18	-1,25
	1959	20	1,58	0,51	2,55	1,66	0,38	0,61	0,39	-0,11	-0,56
	1960	20	1,46	0,53	2,25	1,60	0,30	0,54	0,37	-0,45	-1,10
	1961	20	1,38	0,54	3,41	1,15	0,54	0,74	0,54	1,73	3,07
	1962	20	1,35	0,53	1,96	1,50	0,20	0,45	0,33	-0,40	-1,07
	1963	20	1,46	0,44	2,46	1,43	0,34	0,58	0,40	0,06	-0,65
	1964	20	1,38	0,42	2,74	1,40	0,38	0,62	0,45	0,63	0,08
	1965	20	1,54	0,80	2,46	1,54	0,23	0,48	0,31	0,28	-0,87
	1966	20	1,97	1,09	3,19	1,83	0,34	0,58	0,30	0,64	-0,27
	1967	20	1,87	1,08	3,56	1,77	0,44	0,66	0,35	1,67	2,83
	1968	20	2,00	1,24	3,88	1,87	0,46	0,68	0,34	1,88	3,64
	1969	20	2,12	1,20	3,67	1,82	0,70	0,83	0,39	0,76	-0,94
	1970	20	1,93	1,11	3,31	1,87	0,36	0,60	0,31	0,83	0,58
	1971	20	2,20	1,21	3,35	2,16	0,57	0,76	0,34	0,01	-1,73
	1972	20	2,35	1,02	4,40	2,23	0,97	0,99	0,42	0,60	-0,34
	1973	20	2,10	1,01	3,27	2,14	0,53	0,73	0,35	-0,18	-1,44
	1974	20	2,03	0,77	3,13	2,05	0,52	0,72	0,35	0,03	-1,13
	1975	20	1,68	0,54	3,12	1,65	0,54	0,73	0,44	0,20	-0,53
	1976	20	1,55	0,79	3,21	1,15	0,69	0,83	0,54	1,05	-0,36
	1977	20	1,35	0,40	3,91	0,90	1,14	1,07	0,79	1,49	1,46
	1978	20	1,50	0,47	2,83	1,45	0,53	0,73	0,49	0,30	-0,88
	1979	20	1,02	0,25	1,66	1,13	0,15	0,39	0,38	-0,48	-0,54
	1980	20	1,48	1,01	2,58	1,37	0,19	0,44	0,29	1,47	1,55
	1981	20	1,55	0,65	2,14	1,56	0,23	0,48	0,31	-0,49	-0,94
	1982	20	1,92	0,84	3,16	2,02	0,36	0,60	0,31	-0,06	-0,14
	1983	20	1,73	1,11	2,40	1,69	0,17	0,41	0,24	-0,05	-1,26
	1984	20	1,84	1,43	2,80	1,69	0,12	0,35	0,19	1,41	1,97
	1985	20	1,64	0,97	2,87	1,62	0,20	0,45	0,27	1,07	1,89
	1986	20	1,88	0,94	3,26	1,72	0,33	0,57	0,30	0,59	0,56
	1987	20	2,12	1,25	3,12	2,20	0,26	0,51	0,24	0,21	-0,68
	1988	20	2,05	1,16	3,58	1,98	0,44	0,66	0,32	0,83	0,50
	1989	20	2,11	0,88	3,50	2,12	0,69	0,83	0,39	0,04	-1,40
	1990	20	2,41	1,25	4,05	2,08	0,79	0,89	0,37	0,41	-1,02
	1991	20	2,31	0,96	4,45	2,16	0,98	0,99	0,43	0,64	-0,37
	1992	20	1,97	0,82	3,60	1,91	0,57	0,75	0,38	0,80	0,44
	1993	20	1,96	0,65	3,39	1,93	0,67	0,82	0,42	0,13	-1,02
	1994	20	2,49	1,20	6,01	2,39	1,72	1,31	0,53	2,03	4,19
	1995	20	2,27	0,48	3,57	2,43	1,03	1,01	0,45	-0,36	-1,18
	1996	20	2,00	0,42	3,30	2,20	0,85	0,92	0,46	-0,50	-0,92
	1997	20	2,26	0,78	4,03	2,17	0,95	0,98	0,43	-0,06	-0,78
	1998	20	2,18	0,83	3,25	2,27	0,59	0,77	0,35	-0,48	-0,81
	1999	20	2,24	0,73	4,71	2,31	1,00	1,00	0,45	0,73	0,55
	2000	20	2,30	0,80	5,80	1,83	1,71	1,31	0,57	1,12	1,16
	2001	20	2,56	1,52	4,31	2,26	0,63	0,79	0,31	0,93	-0,20
	2002	20	2,35	1,43	3,22	2,44	0,25	0,50	0,21	-0,23	-0,88
	2003	20	2,39	1,16	3,69	2,39	0,55	0,74	0,31	0,00	-0,77
	2004	20	2,96	1,93	4,36	2,96	0,49	0,70	0,24	0,31	-0,28

Tab.XIVg. Opis pomiarów przyrostów rocznych [mm] *P. sylvestris* na powierzchni Sokolniki K

Powierzchnia	Rok	Ilość wyników	Śred arytm. \bar{X}	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S^2	Odchyl. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
SOKOLNIKI K	1931	14	2,15	1,58	2,97	2,02	0,35	0,59	0,27	1,23	2,32
	1932	14	2,06	1,48	2,87	1,94	0,47	0,69	0,33	0,42	-3,62
	1933	16	2,58	1,91	2,99	2,63	0,13	0,36	0,14	-0,98	0,32
	1934	16	2,81	2,03	3,79	2,75	0,36	0,60	0,21	0,26	-1,11
	1935	16	2,75	2,01	3,83	2,80	0,33	0,58	0,21	0,37	-0,63
	1936	18	2,81	1,94	3,89	2,77	0,32	0,56	0,20	0,29	0,47
	1937	18	2,78	1,49	3,88	2,84	0,35	0,59	0,21	-0,49	1,13
	1938	18	2,77	1,44	4,05	2,67	0,54	0,73	0,27	0,40	-0,17
	1939	20	2,74	1,47	4,12	2,71	0,49	0,70	0,26	0,13	-0,46
	1940	20	2,98	1,76	4,05	3,03	0,53	0,73	0,24	-0,22	-0,99
	1941	20	2,84	1,95	3,95	2,72	0,38	0,62	0,22	0,31	-1,24
	1942	20	3,27	2,03	5,85	3,13	1,18	1,09	0,33	1,11	0,95
	1943	20	3,08	2,04	4,92	2,80	0,69	0,83	0,27	0,81	-0,41
	1944	20	3,37	2,19	5,75	3,14	1,19	1,09	0,32	0,95	0,44
	1945	20	3,02	2,24	3,86	2,97	0,31	0,56	0,19	0,07	-1,60
	1946	20	2,79	2,08	3,86	2,78	0,25	0,50	0,18	0,52	-0,49
	1947	20	2,89	1,74	5,19	2,60	0,80	0,90	0,31	1,69	2,74
	1948	20	2,54	1,92	4,03	2,48	0,32	0,56	0,22	1,86	3,29
	1949	20	2,70	1,83	3,94	2,54	0,34	0,58	0,22	0,54	-0,62
	1950	20	2,83	1,42	3,96	2,78	0,51	0,71	0,25	-0,11	-0,97
	1951	20	2,61	1,38	5,35	2,53	0,67	0,82	0,31	1,94	6,59
	1952	20	2,31	1,06	4,49	2,06	1,23	1,11	0,48	1,10	0,18
	1953	20	1,83	0,74	4,55	1,55	1,07	1,03	0,57	1,60	2,35
	1954	20	1,57	0,75	3,36	1,28	0,64	0,80	0,51	1,45	0,77
	1955	20	1,78	0,52	4,54	1,48	1,14	1,07	0,60	1,53	2,40
	1956	20	1,28	0,45	2,48	1,27	0,37	0,61	0,48	0,51	-0,54
	1957	20	1,52	0,69	2,17	1,47	0,20	0,44	0,29	-0,18	-0,66
	1958	20	1,94	1,07	3,10	1,94	0,28	0,53	0,27	0,38	-0,09
	1959	20	1,75	0,74	4,38	1,49	0,93	0,97	0,55	1,57	2,33
	1960	20	1,91	0,89	3,83	1,86	0,66	0,81	0,43	1,16	1,45
	1961	20	1,72	0,93	3,12	1,57	0,38	0,61	0,36	0,82	-0,09
	1962	20	1,87	1,11	3,23	1,75	0,39	0,62	0,33	0,92	0,06
	1963	20	1,84	0,88	3,55	1,74	0,45	0,67	0,36	0,91	1,00
	1964	20	1,91	0,88	3,46	1,82	0,59	0,77	0,40	0,55	-0,71
	1965	20	2,28	1,50	4,34	2,02	0,64	0,80	0,35	1,70	2,60
	1966	20	2,26	1,35	3,79	2,19	0,53	0,73	0,32	0,64	-0,58
	1967	20	2,20	1,44	4,21	1,97	0,55	0,74	0,34	1,42	1,84
	1968	20	2,01	0,92	3,43	1,82	0,45	0,67	0,33	0,37	-0,42
	1969	20	1,98	0,64	4,60	1,84	0,90	0,95	0,48	1,43	2,77
	1970	20	1,83	0,78	2,89	1,92	0,41	0,64	0,35	-0,01	-0,55
	1971	20	1,87	0,74	2,52	1,93	0,25	0,50	0,27	-0,93	0,29
	1972	20	2,00	1,09	4,30	1,77	0,75	0,86	0,43	1,97	3,59
	1973	20	1,61	0,84	2,32	1,65	0,23	0,48	0,30	-0,37	-1,00
	1974	20	1,77	0,98	3,20	1,68	0,46	0,68	0,38	0,64	-0,57
	1975	20	1,78	0,78	2,91	1,77	0,37	0,61	0,34	0,17	-0,61
	1976	20	1,94	0,68	3,45	1,77	0,72	0,85	0,44	0,40	-0,87
	1977	20	1,66	0,75	2,19	1,87	0,21	0,46	0,28	-0,86	-0,68
	1978	20	1,87	0,79	3,03	1,82	0,45	0,67	0,36	0,11	-0,87
	1979	20	1,58	0,79	2,60	1,67	0,30	0,55	0,35	0,17	-1,02
	1980	20	1,72	0,65	2,56	1,78	0,29	0,54	0,31	-0,31	-1,00
	1981	20	1,78	0,56	2,86	1,85	0,45	0,67	0,38	-0,15	-0,83
	1982	20	1,69	0,25	3,22	1,55	0,53	0,73	0,43	0,23	1,05
	1983	20	1,69	0,30	2,55	1,72	0,33	0,57	0,34	-1,05	1,96
	1984	20	1,48	0,47	2,31	1,45	0,19	0,44	0,30	-0,60	1,08
	1985	20	1,18	0,43	3,12	0,85	0,60	0,78	0,66	1,52	1,86
	1986	20	1,13	0,34	2,76	1,18	0,48	0,69	0,61	1,04	0,93
	1987	20	1,15	0,51	2,56	1,00	0,40	0,63	0,55	0,93	0,11
	1988	20	1,11	0,40	1,74	1,20	0,18	0,42	0,38	-0,30	-1,04
	1989	20	1,29	0,52	1,84	1,40	0,20	0,45	0,35	-0,62	-1,09
	1990	20	1,31	0,43	1,92	1,41	0,19	0,44	0,33	-0,66	-0,52
	1991	20	1,55	0,45	2,47	1,52	0,28	0,53	0,34	-0,33	-0,18
	1992	20	1,14	0,50	1,54	1,16	0,07	0,26	0,23	-0,62	0,32
	1993	20	1,28	0,85	3,15	1,03	0,36	0,60	0,47	2,45	5,54
	1994	20	1,19	0,80	1,72	1,10	0,08	0,28	0,24	0,58	-0,69
	1995	20	1,30	0,72	1,85	1,35	0,13	0,36	0,28	-0,12	-1,29
	1996	20	1,19	0,47	2,81	1,14	0,42	0,65	0,54	1,53	2,34
	1997	20	1,28	0,28	3,14	1,24	0,48	0,70	0,54	1,55	3,22
	1998	20	1,11	0,44	2,28	1,22	0,25	0,50	0,45	0,49	-0,12
	1999	20	1,11	0,53	2,21	1,10	0,20	0,45	0,40	0,74	0,50
	2000	20	1,32	0,47	2,74	1,03	0,41	0,64	0,48	0,94	-0,19
	2001	20	1,19	0,64	2,43	1,08	0,20	0,45	0,38	1,65	2,88
	2002	20	1,43	0,43	3,11	1,02	0,81	0,90	0,63	1,07	-0,19
	2003	20	1,24	0,48	3,25	1,03	0,56	0,75	0,61	1,82	3,12
	2004	20	1,21	0,33	2,00	1,29	0,24	0,49	0,40	-0,36	-0,81

Tab.XV. Opis cech dendrometrycznych

Powierzchnia	klasa wieku	Ilość wyników = liczba drzew na powierzchni badawczej	Śred aryt. X	Min	Max	Mediana M_{med}	Wariancja S²	Odchyl. stand. SD	Wsp. zmien. V	Wsp. asym. A_s	Kurtoza K
Wysokość [m]											
Huta 0	III	43	17,92	12,80	21,20	18,40	4,23	2,06	0,11	-1,02	0,44
Huta 1	V	51	17,36	12,00	22,80	17,60	8,42	2,90	0,17	0,02	-0,81
Łosień 2	VI	35	22,62	13,20	27,12	22,40	10,21	3,20	0,14	-0,53	0,60
Okradzionów 3	IV	25	19,25	12,60	23,60	19,60	5,53	2,35	0,12	-0,69	1,89
Niegowonice 4	III	42	15,52	10,00	20,40	15,80	8,45	2,91	0,19	-0,33	-1,09
Mitęga 5	III	54	17,29	12,60	21,20	17,40	5,49	2,34	0,14	-0,27	-0,87
Sokolniki K	IV	49	19,76	15,20	23,60	19,60	4,05	2,01	0,10	-0,03	-0,74
Pierśnica [m]											
Huta 0	III	43	0,188	0,110	0,270	0,190	0,001	0,035	0,187	-0,010	-0,090
Huta 1	V	51	0,182	0,100	0,310	0,170	0,002	0,047	0,260	0,674	0,022
Łosień 2	VI	35	0,237	0,180	0,310	0,240	0,001	0,034	0,145	0,216	-0,679
Okradzionów 3	IV	25	0,250	0,130	0,350	0,250	0,003	0,056	0,224	-0,217	-0,523
Niegowonice 4	III	42	0,156	0,090	0,290	0,150	0,003	0,052	0,331	0,744	0,036
Mitęga 5	III	54	0,174	0,090	0,280	0,170	0,003	0,054	0,308	0,178	-1,192
Sokolniki K	IV	49	0,263	0,120	0,390	0,270	0,004	0,060	0,227	-0,192	0,008